



OLAVI SANDMAN, JAANA TURKIA & PERTTI HUTTUNEN

**PALEOLIMNOLOGINEN TUTKIMUS
METSÄOJITUKSEN JA -LANNOITUKSEN
VESISTÖVAIKUTUKSISTA JUUPAJOEN KALLIOJÄRVESSÄ**

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS
Helsinki 1992

OLAVI SANDMAN, JAANA TURKIA & PERTTI HUTTUNEN

**PALEOLIMNOLOGINEN TUTKIMUS
METSÄOJITUKSEN JA -LANNOITUKSEN
VESISTÖVAIKUTUKSISTA JUUPAJOEN KALLIOJÄRVESSÄ**

Etukannen kuva: *Eunotia serra*, Kalliojärven piilevä. Solukuoren pituus 103 µm ja leveys 20 µm.
Kuva: Jaana Turkia

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:
Valtion painatuskeskus, PL 516, 00101 Helsinki
puh. (90) 56 601/julkaisutilaukset

ISBN 951-47-4736-4
ISSN 0786-9592

HELSINKI 1992

KUVAILULEHTI

Julkaisija

Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämäärä

16.3.1992

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

Olavi Sandman, Jaana Turkia & Pertti Huttunen

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärven

Julkaisun laji

tutkimusraportti

ToimeksiantajaToimielimen asettamispyJulkaisun osatTiivistelmä

Tutkimuksella selvitettiin pohjakerrostumien avulla metsätalouden vesistövaikutuksia Juupajoen Kalliojärven. Valuma-alueella on ojitettu vuonna 1968 ja metsiä on lannoitettu useaan otteeseen. Kahdelta syvyysalueelta otetuista sedimenttinäytteistä analysoitiin kuiva-aine, hehkutushäviö, kokonaistyyppi ja kokonaisfosfori. Ajoitus tehtiin nokipalloanalyysillä, koska ^{210}Pb -ajoitusmenetelmä ei toiminut Kalliojärven sedimenteissä. Piilevästratigrafia analysoitiin järven kahdelta kerrostumisalueelta. Lajiston DCA-ordinaatio tehtiin CANOCO-ohjelmalla.

Tutkimustulosten perusteella Kalliojärven veden laatu on muuttunut 1930-luvulta lähtien, ja kehitys on yhteydessä valuma-alueen maankäyttöön. Parametrien muutokset ovat molemmissa näyteprofiileissa samankaltaisia. Toisiaan vastaavat muutokset sattuvat kuitenkin eri sedimenttisyvyyksille, koska syvänteen alueella sedimentaationopeus on ollut suurempi. Syvänteeseen on myös sedimentoitunut suhteellisesti enemmän planktonlajeja. Näistä erityisesti *Asterionella ralfsii* var. *americanan* nopea runsastuminen piileväyhteisön valtalajiksi osoittaa järven viimeaikaista rehevöitymiskehitystä. Viimeisimpien, vuonna 1988 tehtyjen, laajojen lentolannoitusten vesistövaikutukset eivät silti kokonaisuudessaan ehdi sisältyä nyt tutkittuihin sedimenttiprofiileihin.

Asiasanat (avainsanat)

metsäojitus, metsänlannoitus, sedimentit, paleolimnologia, piilevät, ravinteet, Kalliojärvi, Juupajoki

Muut tiedotSarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 84

ISBN

951-47-4736-4

ISSN

0786-9592

Kokonaissivumäärä

53

Kieli

suomi

HintaLuottamuksellisuus

julkinen

JakajaValtion painatuskeskus
PL 516, 00101 HELSINKIKustantajaVesi- ja ympäristöhallitus
PL 250, 00101 HELSINKI

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare

Vatten- och miljöstyrelsen

Utgivningsdatum

16.3.1992

Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)

Olavi Sandman, Jaana Turkia & Pertti Huttunen

Publikation (även den finska titeln)

Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärnessä
 Referat: En paleolimnologisk studie över inverkan av skogsdikning och -gödsling på sjön Kalliojärvi
 i Juupajoki kommun

Typ av publikation

Forskningsrapport

UppdragsgivareDatum för tillsättandet av organetPublikationens delarReferat

Skogsekonomin inverkan på ekosystemet i sjön Kalliojärvi i Juupajoki kommun studerades med hjälp av sjösediment. Avrinningsområdet utdikades år 1968 och skogarna har gödslats i flere omgångar. Prover från två olika djup analyserades med avseende å parametrarna torrsubstans, glödningsförlust, total mängd kväve och fosfor. Sedimentprofilerna daterades med sotbollsanalys, eftersom det förefaller som om 210-Pb-metoden inte alltid fungerar i sjöar vars avrinningsområden är hårt utdikade. Kiselalgstratigrafien analyserades i två avlagringsområden. Diatomflorans DCA-ordination studerades med hjälp av CANOCO-programmet.

Undersökningsresultaten visar att vattnets kvalitet i sjön Kalliojärvi har förändrats sedan 1930-talet och att denna utveckling har samband med markanvändningen i avrinningsområdet. Parameterförändringarna är likadana i båda sedimentprofilerna. Motsvarande förändringar är dock olika på olika sedimentdjup, eftersom sedimentationshastigheten har varit större i höljan. I fördjupningen har det också sedimenterats förhållandevis mera planktonarter. Av dessa pekar speciellt *Asterionella ralfsii* var. *americana* som den dominerande arten och ett täcken på eutrofiering av sjön under senare tid. Inverkan på vattendragen av de omfattande flyg-gödslingarna, som senast utförts år 1988, har inte helt hunnit med i de nu undersökta sedimentprofilerna.

Nyckelord

skogsdikning, skogsgödsling, sediment, paleolimnologi, kiselalger, diatomer, näringsämnen, Kalliojärvi, Juupajoki

Övriga uppgifterSeriens namn och nummer

Vatten och miljöförvaltningens publikationer
 - serie A 84

ISBN

951-47-4736-4

ISSN

0786-9592

Sideantal

53

Språk

finska

PrisSekretessgrad

offentlig

Distribution

Statens tryckericentral
 PB 516, 00101 HELSINGFORS

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen
 PB 250, 00101 HELSINGFORS

Published by

The National Board of Waters and the Environment, Finland

Date of publication

16.3.1992

Author(s)

Olavi Sandman, Jaana Turkia & Pertti Huttunen

Title of publication

Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärnessä
 Abstract: A sedimentary record relating to the effects of forest drainage and fertilization on a small lake

Type of publication

Research report

Commissioned byParts of publicationAbstract

The aim of this study was to evaluate the effects of forestry practices on Lake Kalliojärvi in southwestern Finland using the stratigraphic records of lake sediments. Extensive ditching of the peatlands at the lake catchment area was carried out in 1968. Later, these areas have been fertilized several times to increase the forest growth. There is no agriculture in the area.

Sediment cores were taken from two different sites. Dry matter, ignition loss, total nitrogen and total phosphorous were analyzed from stratigraphic subsamples using standard methods. The sediments were dated by the ^{210}Pb method and by soot particle counting. The timing results were inconsistent. It seems that the ^{210}Pb analysis does not always work for lakes with ditched drainage basins. Diatom stratigraphies were analysed from both sites. DCA-ordination of the diatom assemblages was done by CANOCO program.

Downcore changes were evident in the diatom assemblages of Lake Kalliojärvi. The changes in the relative abundances of diatom species seemed to be fairly similar in the two cores, but they did not occur at the same depth from the sediment surface. Comparing the diatom stratigraphies and the sediment chemistry of the two sites, it seemed that the sedimentation rate at the lake deep has been greater. Our results indicate a recent change in lakewater quality that is likely to be due to the forest drainage and fertilization at the catchment area. Lately, the diatom flora has been dominated by the planktonic *Asterionella ralfsii* var. *americana*, which may well be an indication of increasing trophic status. However, the effects of the most recent forest fertilizations, in 1988, were only partly reflected in the examined lake sediments. Therefore, it was not possible to judge accurately the extent of this trophic change.

Keywords

forest drainage, fertilization, sediment, paleolimnology, diatoms, nutrients, lakes, Finland

Other informationSeries (key title and no.)

Publications of the Water and Environment
 Administration - series A 84

ISBN

951-47-4736-4

ISSN

0786-9592

Pages

53

Language

Finnish

PriceConfidentiality

public

Distributed by

Government Printing Centre
 P.O. Box 516, SF-00101 Helsinki, Finland

Publisher

The National Board of Waters and the Environment
 P.O. Box 250, SF-00101 Helsinki, Finland

S I S Ä L L Y S

		Sivu
1	JOHDANTO	9
2	TUTKIMUKSEN KOHDE	10
3	MENETELMÄT	12
4	TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	13
4.1	Ajoitus	13
4.2	Kalliojärven sedimentin ominaisuudet	15
4.3	Piilevien yhteisöanalyysi	19
4.4	Piilevästratigrafia	22
4.5	Analyysitulosten yhteensovittaminen	30
5	JOHTOPÄÄTÖKSET	32
	KIRJALLISUUS	34
	LIITTEET	38
1	Kalliojärven sedimentistä määritetyt piilevätaksonit	38
2	Piilevien prosenttiosuudet Kalliojärven sedimentissä; näytteenottopaikka 1	42
3	Piilevien prosenttiosuudet Kalliojärven sedimentissä; näytteenottopaikka 2	48

1 J O H D A N T O

Järven pohjaan kerrostuu valuma-alueelta ja järven omista elintoiminnoista peräisin olevaa ainetta. Järvisyvänteisiin kerrostuvasta sedimentistä voidaan biologisin ja kemiallisin analyysin tulkitä järven kehitys ja siihen vaikuttaneita tekijöitä. Sedimentin fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista voidaan saada tietoja järven tilan ja valuma-alueen muutoksista. Objektiivisinta tietoa järviekosysteemin historiallisista muutoksista antavat sedimentissä säilyvät eliöiden jäänteet. Piilevien kuoret ovat eniten käytettyjä sedimentistä löytyviä mikrofossiileita. Analyysi vaatii suuren asiantuntemuksen ja työpanoksen, mutta antaa toisaalta poikkeuksellisen paljon arvokasta tietoa, jonka entistä paremman hyväksikäytön mahdollistavat uudet monimuuttujamenetelmät. Piileväanalyysi onkin paleolimnologisen tutkimuksen perusanalyysijä.

Metsätalouden vesistövaikutuksia on Suomessa jonkin verran tutkittu sedimenttejä hyödyntäen (Simola 1983, Liehu ym. 1986, Sandman ym. 1989). Tutkitut järvet ovat kuitenkin olleet ääritapauksia. Niiden valuma-alueet ovat olleet poikkeuksellisen kattavien metsätaloudellisten toimenpiteiden kohteina tai maaperä helposti erodoituvaa, ja niiden sedimentti on usein ollut vuosilustoista.

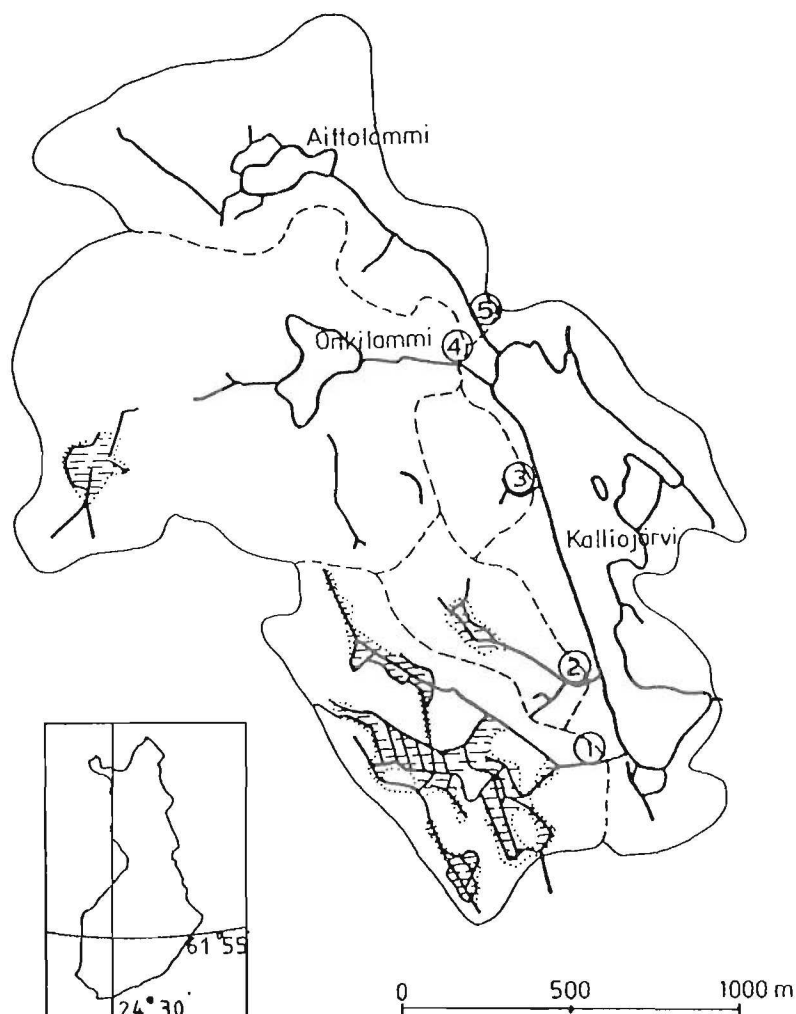
Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää järvisedimentteistä metsätalouden toimenpiteiden vaikutuksia järviekosysteemiin. Tutkimus on osa Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta (METVE)-projektia. Tämän esitutkimuksen tarkoituksena on testata tutkimusohjelmaa ja valittuja muuttujia pienessä metsäjärvässä, jonka limnologia, valuma-alue sekä tehdyt toimenpiteet tunnetaan hyvin. Kohteeksi valittiin Juupajoen Kalliojärvi, joka jo ennestään oli intensiivisen vesistötutkimuksen kohteena, mutta josta toisaalta puuttui vanhempi vesianalyysitieto. Vaikka rahoitusta karsittiin suunnitellusta, kaksiosaisen järven molempia altaita tutkittiin ja selvitettiin poikkeavien osavaluma-alueiden vaikutuksia.

* * *

Työryhmä kiittää Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta (METVE) -projektia tutkimuksen rahoittamisesta. Tutkimusta ovat osaltaan tukeneet Mikkelin vesija ympäristöpiiri, Joensuun Yliopisto sekä vesien- ja ympäristöntutkimuslaitoksen vesi- ja ympäristöntutkimustoimisto.

2 TUTKIMUKSEN KOHDE

Tutkimuksen kohteena on Juupajoen kunnassa, Lylyn kylässä sijaitseva Kalliojärvi (kuva 1). Järven valuma-alueella on harjoitettu vain metsätaloutta, joten se soveltuu hyvin metsätaloudellisten toimenpiteiden vesistövaikutusten tutkimiseen.



Kuva 1. Kalliojärvi ja sen valuma-alueen jako osavaluma-alueisiin (Saura 1990).

Figure 1. Location of Lake Kalliojärvi, the lake catchment area and the separated subareas (Saura 1990).

Kalliojärvi on latvavesien pieni järvi, jolle on ominaista valuma-alueelta peräisin oleva orgaaninen aines. Järven pinta-ala on 25 ha, keskisyvyys 4,4 m ja suurin syvyys 13,0 m. Valuma-alueen koko järven luusuassa on 309 ha.

Ainoa vedenlaatuhavainto ennen vuoden 1988 metsäojituksia on tammikuulta 1987, jolloin syvänteen lähes tasalaatuinen vesimassa sisälsi fosforia 14 µgP/l, typpeä 530 µgN/g, pH-arvo oli 5,2, väriluku 120 mgPt/l ja sähkönjohtavuus 3,5 mS/m. Elokuussa 1988 välittö-

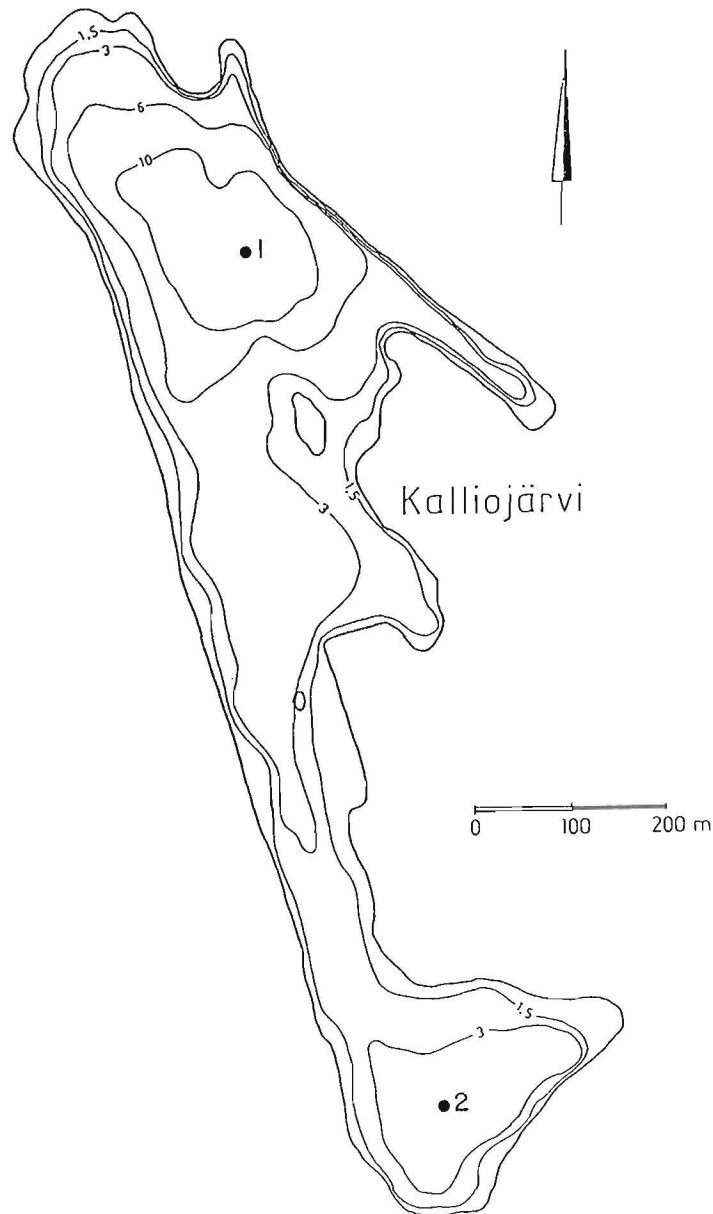
mästi metsälannoituksen jälkeen syvänteen keskimääräinen päällysveden kokonaisfosforipitoisuus oli 16 µgP/l, typpeä oli 650 µgN/g, pH-arvo 5,7. Paikalla 2 (kuva 2) arvot olivat 17 µgP/g, 480 µgN/g, pH 5,7. Vesianalyysien perusteella syvänteen happitilanne on nykyisin ajoittain heikko, myös kesällä (vrt. Saura 1990).

Matti Sauralta saadun suullisen tiedon mukaan valuma-aluetta ojitettiin lapiotyönä 1940-luvulla. Vuoden 1968 ojituksesta on täsmällisempää tietoa. Saura (1990) on jakanut Kalliojärven valuma-alueen viiteen osaan (kuva 1). Ojitus tehtiin osavaluma-alueilla 1 ja 2, jotka käsittävät pääosan valuma-alueen turve-
maasta. Viimeisen 20 vuoden aikana alueella on suoritettu useita metsälannoituksia (taulukko 1). Viimeisin lannoitus tehtiin lentolevityksenä 25. - 31.7. 1988.

Taulukko 1. Kalliojärven osavaluma-alueiden (kuva 1) metsälannoitukset ajanjaksolla 1970 - 1988 (Saura 1990).

Osavaluma- alue	fosfori (kg)			typpi (kg)		
	1970-1987	1988	yht.	1970-1987	1988	yht.
1	460	1350	1810	4730	4240	8970
2	300	240	540	3320	1980	5300
3		110	110	1420	930	2350
4		690	690	1150	4050	5200
5				1260		1260
Lähivaluma- alue	430		430	9590		9590
Yhteensä	1190	2390	3580	21470	11200	32670

Sedimenttinäytteet otettiin Kalliojärven molemmista päistä (kuva 2). Järven pohjoisosassa on syvämpi (12 m) ja täältä (näytteenottopaikka 1) otettiin kohteen kelpoisuuden varmistamiseksi painovoimakairaa käyttäen näytteet 14.4.1989, joista analysoitiin sedimenttikemia ja tehtiin ²¹⁰Pb-ajoitus. Toisen kerran näytteitä otettiin 27. - 28.2.1990.



Kuva 2. Kalliojärven syvyyskartta ja näytteenottopaikat 1 ja 2.

Figure 2. Bathymetry of Lake Kalliojärvi showing the two coring locations.

3 M E N E T E L M Ä T

Sedimenttiprofiilit viipaloitiin maastossa 1 cm:n osanäytteiksi. Suuremman tarkkuuden saavuttamiseksi sedimentin pinnassa piileväanalyysiin tarkoitetut profiilit viipaloitiin 0 - 0,5 cm ja 0,5 - 1,0 cm. Näytteet piileväanalyysiin otettiin viipaleen keskiosasta. Osanäytteistä määritettiin hehkutushäviö, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori sekä laskennallinen hiilen ja typen suhde (esim. Håkanson ja Jansson 1983). Nämä analyysit tehtiin Mikkelin vesi- ja ympäristöpiirissä vesi- ja ympäristöhallinnon käyttämien standardien mukaisesti (Zink ja Nielssen 1975, SFS 3008 1981).

Sedimenttiprofiilit ajoitettiin ^{210}Pb -menetelmällä Valtion teknillisessä tutkimuskeskuksessa. Ajoituksessa käytettiin C.I.C.-mallia (Oldfield ja Appleby 1984, Zimdahl ja Skogerboe 1977), koska C/N-suhteen perusteella alloktonisen aineen osuus sedimentissä on merkittävä (vrt. Hansen 1961). Lisäksi valuma-alueelta huuhtoutunut aines on pääasiassa turvetta, joka pidättää lyijyä hyvin. Toinen käytetty ajoitusmenetelmä oli nokipalloanalyysi (Renberg ja Vik 1984).

Piileväanalyysiä varten levien kuoret puhdistettiin typpi- ja rikkihappokäsittelyllä: pieni määrä sedimenttiä otettiin koeputkeen, johon lisättiin noin 5 ml 65 % typpihappoa. Näyte kiehautettiin vetokaapissa Bunsen-lampun liekissä. Jäähtyneeseen näytteeseen lisättiin muutama pisara 95 - 97 % rikkihappoa. Joidenkin näytteiden puhdistamiseen tarvittiin kuitenkin enemmän typpihappoa ja useiden minuuttien keittäminen. Tämän jälkeen näytteitä huuhdottiin tislattulla vedellä välillä sentrifugoiden. Sopivasti laimennettua piileväsuspensiota kuivattiin peitinlasille, ja näyte kiinnitettiin objektilasille Hyrax-suljinaineella, joka on voimakkaasti valoa taittava synteettinen hartsi.

Piilevien lajinmääritys ja laskenta tehtiin Wild M 20 mikroskoopilla käyttäen 1500-kertaista suurennosta (100 X Wild Fluortal öljyimmersio-objektiivi, N.A. = 1.30) ja vaihevastakohtavalaistusta. Jokaisesta näytteestä laskettiin linjamenetelmällä yli 400 piileväkuoren puoliskoa, vähälajisista näytteistä enemmän. Lajinmääritys perustuu pääosin yleisesti käytössä olevaan piileväkirjallisuuteen. Kuitenkin Aulacoseirasuvun taksonomia on Camburnin ja Kingstonin (1986) sekä Haworthin (1988) julkaisujen mukainen, ja pienten Eunotia-lajien tunnistamisessa on lisäksi käytetty Flowerin ja Kreiserin (1988) julkaisematonta SWAP-yhteenvedoa. Käytetty piileväanimistö noudattaa Williamsia ym. (1988), joten tekstissä ei levien nimien yhteydessä mainita auktureita (ks. liite 1).

4 T U L O K S E T J A T U L O S T E N T A R K A S T E L U

4.1 AJOITUS

Sedimenttiprofiilien ajoittamisessa ^{210}Pb :llä oli hankaluuksia. Useita malleja kokeiltiin. Radiolyijyn tausta-aktiivisuus on molemmissa profiileissa 31 ± 1 mBq/g ja tausta alkaa 10 cm:stä. Koska radiolyijyn avulla voidaan iästää 150 vuotta nuorempia sedimenttejä, molemmissa näytesarjoissa 10 cm:n yläpuolella olevien kerrosten ikä on 150 ± 30 vuotta. C.I.C.-mallilla saadut tulokset on esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2. ^{210}Pb -menetelmällä C.I.C.-mallilla saadut ajoitustulokset.

syvyys	^{210}Pb tukeutumaton	ikä (C.I.C.)		kuiva- aineen kertymä
cm	mBq/g	vuosia	vuosilukú	g/cm ² a

Näytteenottopaikka 1

0-1	923	1,7	1987	0,041
1-2	1005	4,5	1984	0,077
2-3	1106	7,8	1981	0,103
3-4	729	19,3	1970	0,069
4-5	387	39,7	1949	0,050
5-6	301	47,8	1941	0,056
6-7	292	48,8	1940	0,067
7-8	140	71,5	1918	0,053
8-9	43	109,2	1881	0,040
9-10	24			

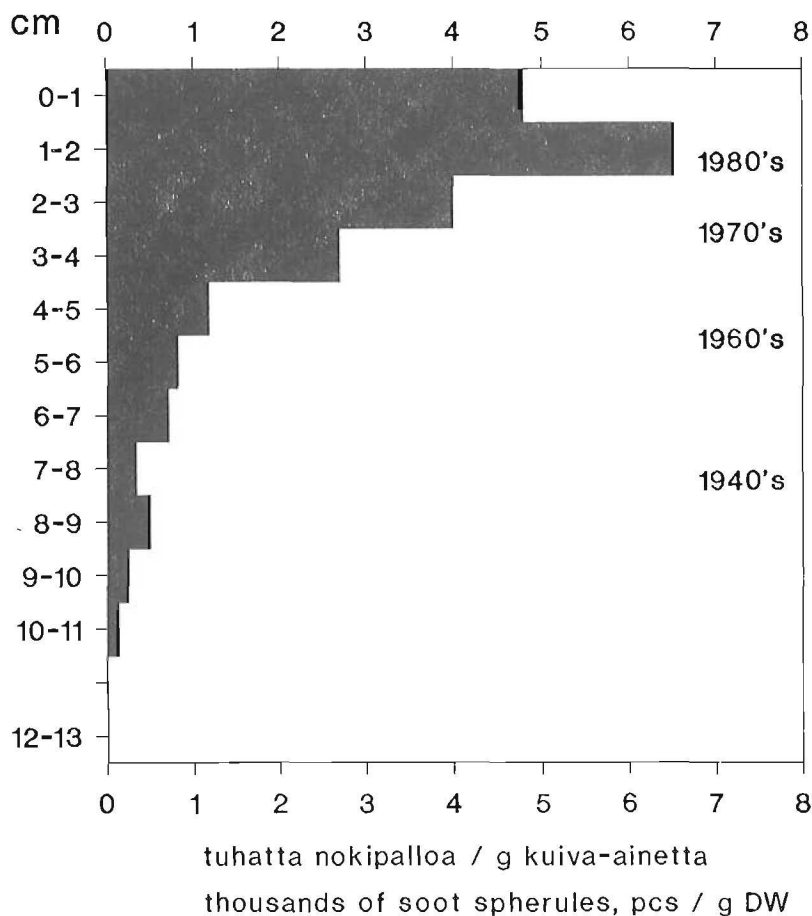
Näytteenottopaikka 2

0-1	707	0,3	1990	0,096
1-2	682	1,4	1989	0,072
2-3	510	10,7	1979	0,017
3-4	273	30,8	1959	0,008
4-5	295	33,6	1956	0,010
5-6	307	34,6	1955	0,012
6-7	158	55,1	1935	0,009
7-8	57	87,9	1902	0,006
8-9	23	114,0	1876	0,001
9-10	11			

Sedimentaatio oli isotooppiajoituksen mukaan vähäisempää näytteenottopaikassa 2 kuin syvänteessä 1.

Näytteenottopaikan 1 sedimentin ajoituksen varmentaminen tehtiin nokipalloanalyysillä (Renberg ja Vik 1984), jossa lasketaan öljyn ja kivihiilen poltossa ilmakehän kautta sedimenttiin päätyneitä karbonaattihiukkasia ja verrataan muutoksia valtakunnallisiin kivihiilen ja öljyn kulutuksen muutoksiin (vert. Kauppi ym. 1990). Nokipalloanalyysin tuloksia on esitetty kuvassa 3. Nokipallojen minimi on 7-8 cm:ssä, jota seuraa voimakas nousu ja mallikäyrän mukaan (Kauppi ym. 1990) 1970-80 -lukujen vaihteeseen ajoittuva maksimi 1-2 cm:ssä. Aikaisempien tutkimusten mukaan nokipallojen joutumisessa syvänteen sedimenttiin on muuttaman vuoden viive (Artjärven Pyhäjärven julkaisematon aineisto). Vuoden 1968 ojitus sekä syvänteen sedimenttiprofiiliin 5 cm:ssä sijaisevat sedimenttikemian ja piilevästön muutokset liittyvät yhteen ja 1980-luvun metsälannoitusten aiheuttamat muutokset näkyvät sedimentissä pinnimmaisella 2 cm:n alueella. Nokipallokäyrän nousun viivästyminen 5 cm:n yläpuolella johtuu lisääntyneestä eroosiosta. Vähäravinteisen minerogeenisen aineen kulkeutuminen järveen on painanut paitsi ravinteiden myös nokipallojen suhteelliset määrät alas.

Nokipallojen jakauma verrattuna isotooppiajoitukseen osoittaa virheellistä ^{210}Pb -iästystä syvemmällä sedimentissä. On tiedossa, että isotooppiajoitus ei toimi kaikissa olosuhteissa ja mm. metsäojituskohteissa on ollut vaikeuksia (Liehu ym. 1986, Tolonen ja Haapalahti 1991).



Kuva 3. Nokipallojen määrä Kalliojärven sedimentissä näytteenottopaikalla 1. Määrät esitetty kuiva-ainegrammaa kohti.

Figure 3. The amounts of soot spherules in the sediments of Lake Kalliojärvi at the site 1. The numbers are given as per gramme of dry matter.

4.2 KALLIOJÄRVEN SEDIMENTIN OMINAISUUDET

Kalliojärven sedimentti on molemmilla näytteenottopaikoilla vesipitoista (kuiva-ainetta vain 5 - 7 %), tasalaatuista ja väriltään tummanruskeata. Mikroskooppilla tehty solukkoanalyysi osoitti mudan ja sen sisältämät kasvijäänteet samankaltaisiksi. Mitään vertikaalista muutosta jäänteiden esiintymisessä ei myöskään ollut havaittavissa.

Kuvassa 4 on esitetty hehkutushäviön muutokset; erot näytteenottopaikkojen 1 ja 2 välillä ovat vähäiset. Orgaanisen aineen ja ravinteiden osuudet ovat yleensä selvästi suurempia syvempään veteen kerrostuneessa sedimentissä.

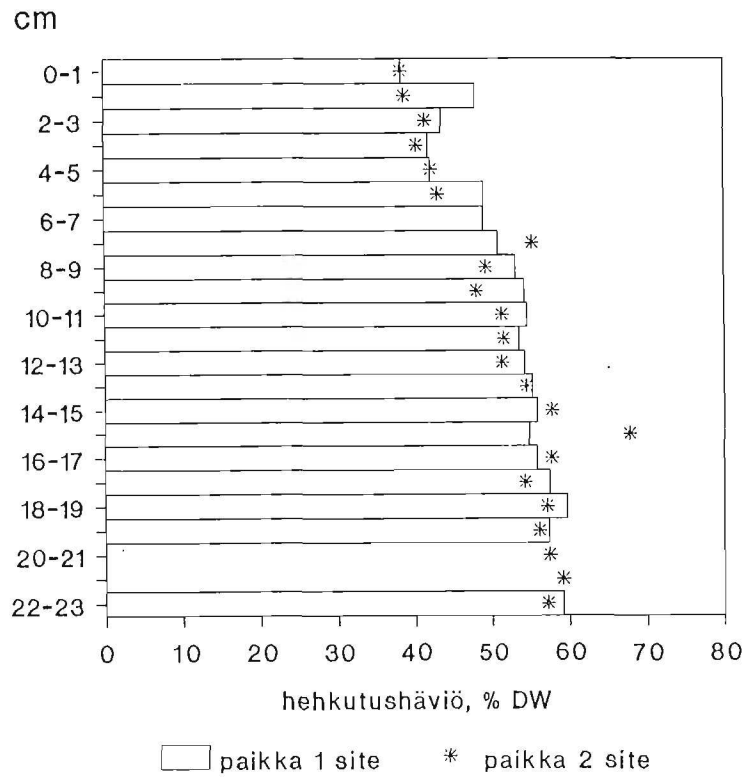
Molemmissa profiileissa orgaanisen aineen osuus laskee sedimentin pintaan. Yleensä ilmiö johtuu lisääntyneestä minerogeenisen aineen eroosiosta. Muutoksen alku näyttää näytteenottopaikalla 1 olevan 18 cm:ssä. Vastaava muutos näyttäisi paikalta 2 löytyvän 15 cm:n sedimenttisyvyydestä. Vastaavasti yhtenevät maksimit saattaisivat olla 10-11 cm:ssä (1) ja 7-8 cm:ssä (2).

Kokonaistypen vaihtelut ovat selkeät (kuva 5). Molemmissa näytteissä muutos alkaa noin 8 cm:ssä. Matalammalta otetussa profiilissa muutos on loivempi ja viittaa sedimentin osittaiseen sekoittumiseen. Arvojen minimi ovat eri paikoissa: Näytteenottopaikalla 1 3-5 cm:ssä, kun taas matalammalta otetussa näytteessä (paikka 2) 2-3 cm:ssä.

Kokonaisfosforin määrien vaihtelu on vähäistä (kuva 6). Määrät eivät myöskään syvänteessä (paikka 1) nouse sedimentin yläosassa, mikä fosforin liikkuvuudesta johtuen olisi runsashappisessa järvessä normaalia (Carignan ja Flett 1981). Kalliojärveä luonnehtii alusveden niukkahappisuus kuten humusjärviä yleisemminkin (Saura 1990) ja fosforia vapautuu sedimentistä happivajeiden aikana. Näytteenottopaikalla 2 lienee happitilanne ollut parempi.

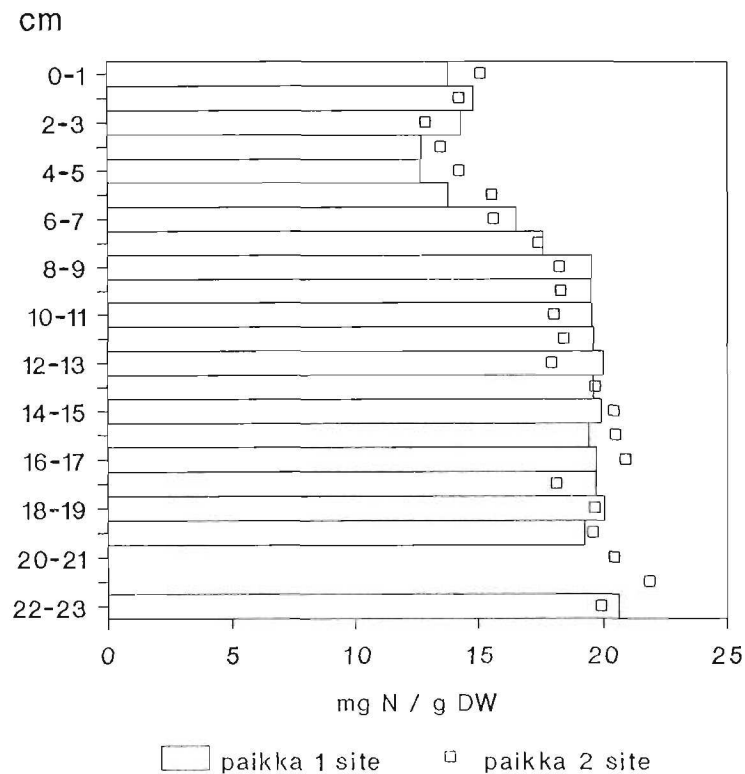
Fosforin kokonaismäärät ovat näytteenottopaikalla 2 noin 0,5 mgP/g kuiva-aineeseen laskettuna pienempiä kuin syvänteessä 1. Järven happivajeet eivät ilmeisesti ole olleet kovin pitkäaikaisia ja toisaalta eloperäinen aine ja siihen sitoutuneet ravinteet fokusoituivat syvänteeseen.

Laskennallinen hiilen ja typen suhde on esitetty kuvassa 7. Maksimi arvot ovat paikalla 1 5-6 cm:ssä ja paikalla 2 2-3 cm:ssä, josta ne laskevat sedimentin pintaan. Näin allohtonisen, valuma alueelta peräisin olevan, aineen osuus olisi maksimissaan näillä syvyyksillä (Hansen 1961), joka nokipalloajoituksen perusteella sijoittuu näytteenottopaikalla 1 arvion mukaan 1960 -luvulle ja sisältäisi ilmeisesti vuoden 1968 ojituksen vaikutuksia.



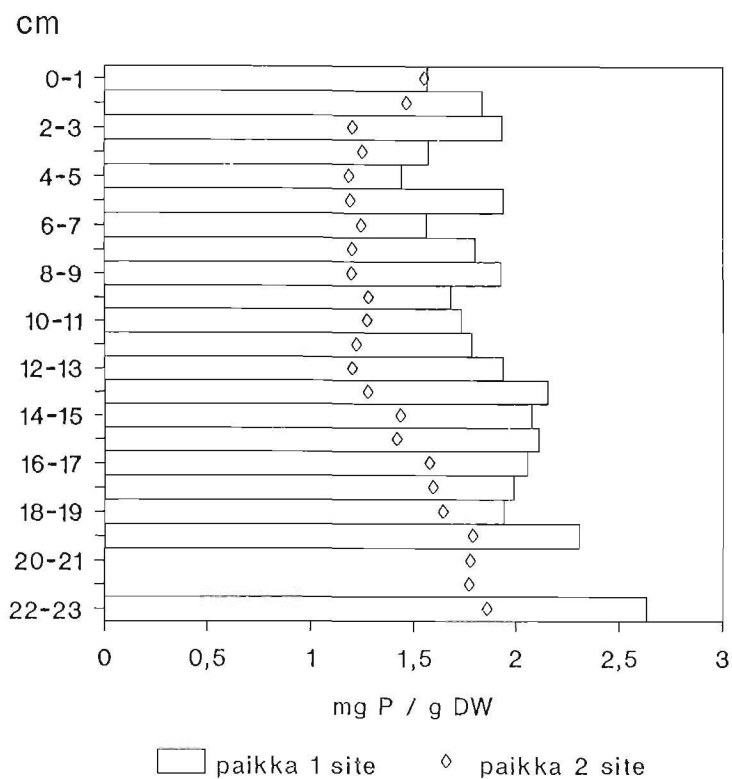
Kuva 4. Prosentteina kuiva-aineesta esitetyt hehkutushäviön arvot Kalliojärven näytteenottopaikoilla 1 ja 2 kuiva-aineesta laskettuna.

Figure 4. Ignition loss of sediment dry weight in the sediment of Lake Kalliojärvi.

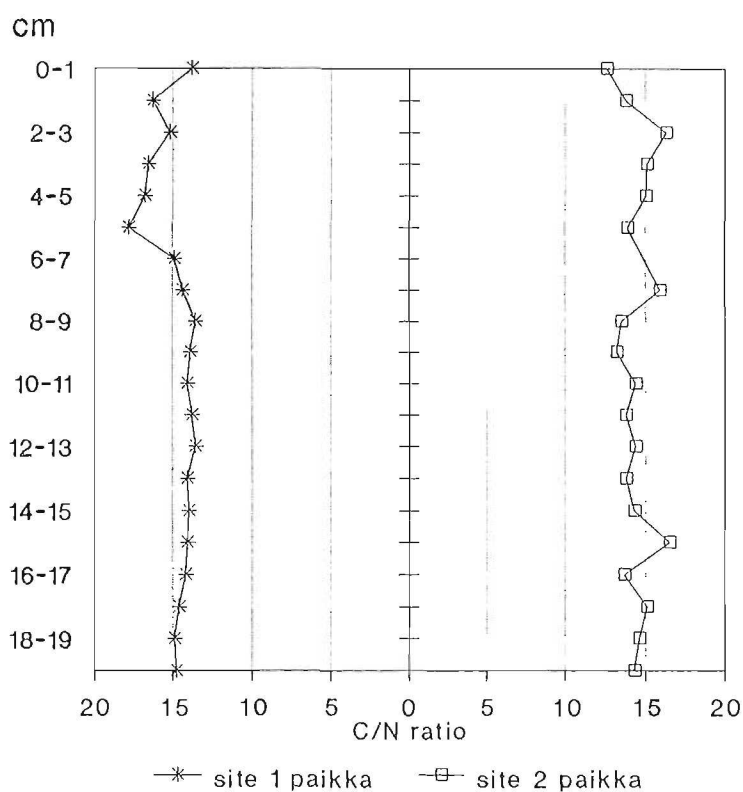


Kuva 5. Kalliojärven sedimenttinäytteiden kokonaistypen määrät kuiva-aineesta laskettuna.

Figure 5. The concentrations of total nitrogen in the sediment of Lake Kalliojärvi.



Kuva 6. Kalliojärven sedimenttinäytteiden kokonaisfosforin määrät kuiva-aineesta laskettuna.
 Figure 6. The concentrations of total phosphorus in the sediment of Lake Kalliojärvi.

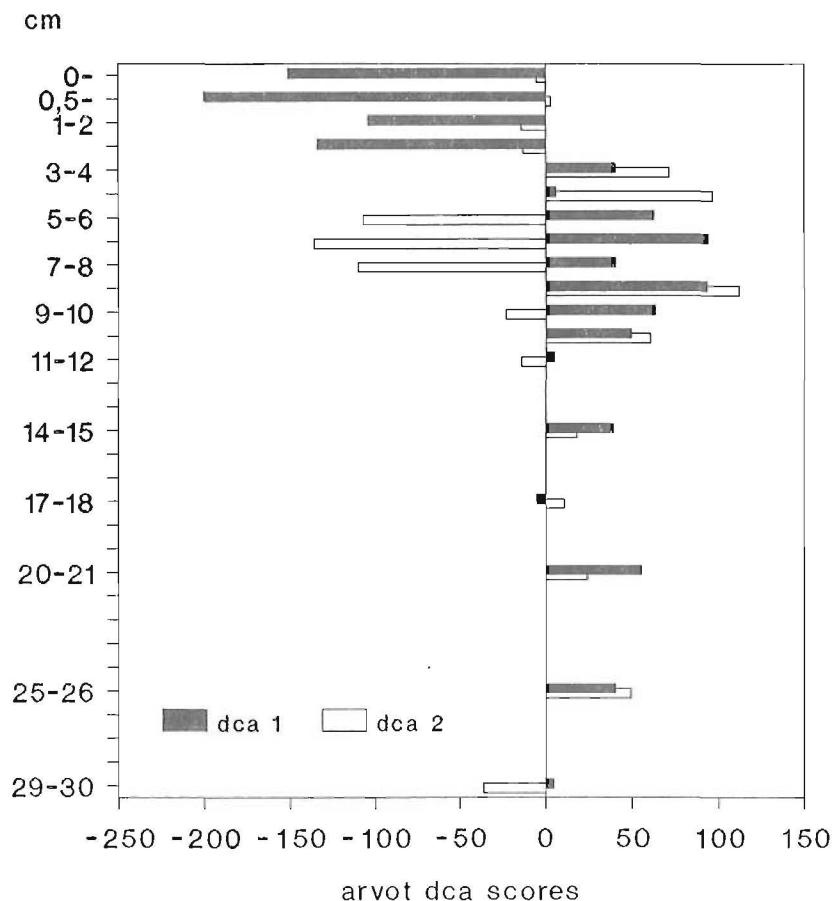


Kuva 7. Kalliojärven sedimentin hiilen ja typen laskennalliset suhteet havaintopaikoilla 1 ja 2.
 Figure 7. The carbon to nitrogen ratio in the sediment of Lake Kalliojärvi at sampling sites 1 and 2.

4.3 PIILEVIEN YHTEISÖANALYYSI

Kalliojärven piilevästratigrafian yhteisöanalyysi on tehty CANOCO-ohjelman (ter Braak 1987) oikaistulla korrespondenssimenetelmällä (DCA), joka kuuluu ekologisiin monimuuttujamenetelmiin ja soveltuu monilajisen biologisen aineiston käsittelyyn. DCA-ordinaatiolla voidaan etsiä piilevästratigrafiasta yhteisöjen muutostkohtia objektiivisesti.

Näytteenottopaikalta 2 otetun sedimenttiprofiilin alin näyte (25-26 cm) oli piileväkoostumukseltaan niin poikkeava (vrt. kuva 12), että se jätettiin pois lopullisesta DCA-analyysistä. Tämän alimman näytteen poisjättäminen oli perusteltua, jotta piilevästratigrafian muutostkohdat ylemmissä sedimenttikerroksissa saataisiin näkyviin. Koska harvinaiset lajit voivat häiritä DCA-analyysiä, ne yleensä poistetaan aineistosta. Tässä tapauksessa aineistosta poistettiin kaikki ne piilevätaksonit, joiden osuus ei yhdessäkään näytteessä saavuttanut 1 % lasketuista piilevistä.

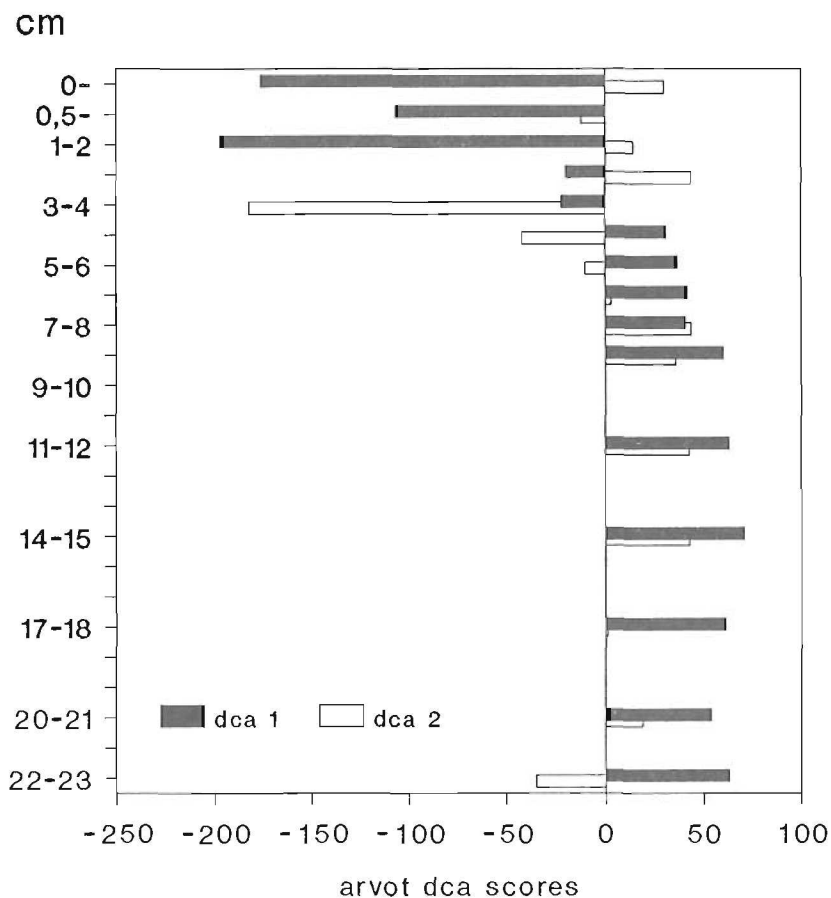


Kuva 8. Kalliojärven syvänteestä (näytteenottopaikka 1) tutkittujen piilevänäytteiden DCA-analyysi. Analyysin ensimmäisen ja toisen akselin arvojen muutokset osoittavat piilevâyhteisöjen muutoksia sedimentin syvyyden suhteen.

Figure 8. DCA-ordination of the stratigraphic samples of diatoms analysed from the lake deep, site 1.

DCA-analyysi on tehty kummastakin sedimenttiprofiilista sekä erikseen (kuvat 8 ja 9) että yhdessä (kuva 10). Kuvista voidaan tarkastella piileväyhteisöjen koostumuksessa tapahtuneita suhteellisia muutoksia. Molemmista Kalliojärven sedimenttiprofiileissa voidaan DCA-tulosten perusteella todeta muutamia piileväyhteisön muutoksia. Nämä muutokset eivät kuitenkaan sijaitse samoilla sedimenttisyvyyksillä, koska sedimentaationopeus järven syvänteessä on ollut suurempi kuin näytteenottopaikalla 2. Kuva 10 osoittaa muutosten olevan samankaltaisia molemmilla näytteenottopaikoilla, mikä viittaa myös näiden muutosten samanaikaisuuteen.

Syvänteen sedimenttiprofiilissa (näytteenottopaikka 1) on ensimmäinen selvä lajistomuutos noin 11-12 cm:n syvyydessä (kuva 8). Vastaava ensimmäinen muutos näytteenottopaikalta 2 otetussa sedimenttiprofiilissa on noin 6-7 cm:n syvyydessä (kuva 9). Piilevästratigrafian mukaan näillä sedimenttisyvyyksillä tapahtuvat lajistomuutokset, esim. alkalifiilien planktonlajien runsastuminen, kuvastavat veden ravinteisuuden nousua.

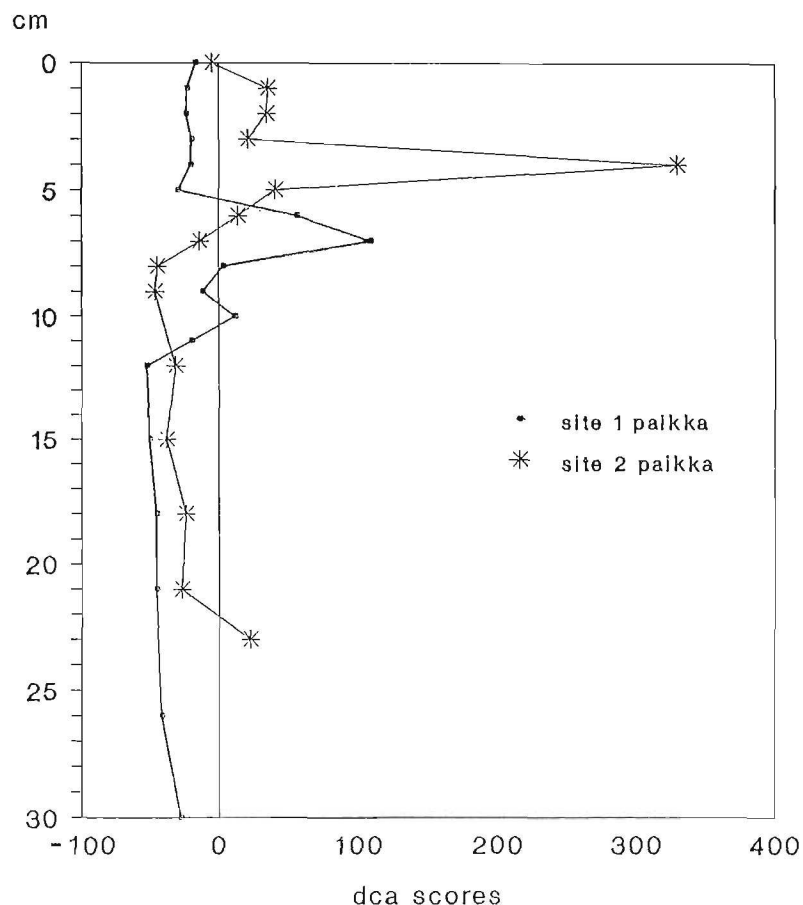


Kuva 9. Näytteenottopaikalta 2 tutkitun sedimenttiprofiilin piilevästön muutokset DCA-analyysillä kuten kuvassa 8.

Figure 9. DCA-ordination of the diatom assemblages at site 2.

Toinen lajiston rakenteen muutos on näytteenottopaikalla 1 noin 7-8 cm:n syvyydessä ja paikalla 2 noin 3-4 cm:n syvyydessä. Näillä sedimenttisyvyyksillä piilevästön valtalajina pitkään olleen *Aulacoseira distans* var. *tenellan* osuus koko lajistosta vähenee. Levän suhteellinen osuus kasvaa kuitenkin uudelleen tilapäisesti paikalla 1 noin 4-5 cm:n ja paikalla 2 noin 2-3 cm:n syvyydessä. Tämä on kolmas Kalliojärven tapahtunut lajistomuutos, joka käy ilmi yhteisö-analyysistä.

Viimeaikaisin piilevästön muutos Kalliojärven on kaikkein jyrkin (kuvat 8 ja 9). Se on syvängteen profiilissa noin 2-3 cm:n ja näytteenottopaikan 2 profiilissa noin 1-2 cm:n syvyydessä. Tällöin piilevästratigrafiassa näkyy *Aulacoseira distans* var. *tenellan* osuuden selvä väheneminen samalla kun *Asterionella ralfsii* var. *americana* ja *Tabellaria flocculosa* yleistyvät (kuvat 11 ja 12).



Kuva 10. Molempien sedimenttiprofiilien yhteinen DCA-tulos. Näytteiden syvyys sedimentin pinnasta senttimetreinä ja DCA-akselin 2 arvot. Kuva osoittaa, että lajistomuutokset eri näytteenottopaikoilla ovat hyvin samankaltaisia, vaikka ne sattuvat eri sedimenttisyvyyksille.

Figure 10. DCA-ordination of the diatom assemblages from the two cores. Sample depth in centimeters from the sediment surface and the scores of DCA axis 2. Corresponding changes in the composition of the assemblages are shown. These changes appear, however, at different sediment depths.

4.4 PIILEVÄSTRATIGRAFIA

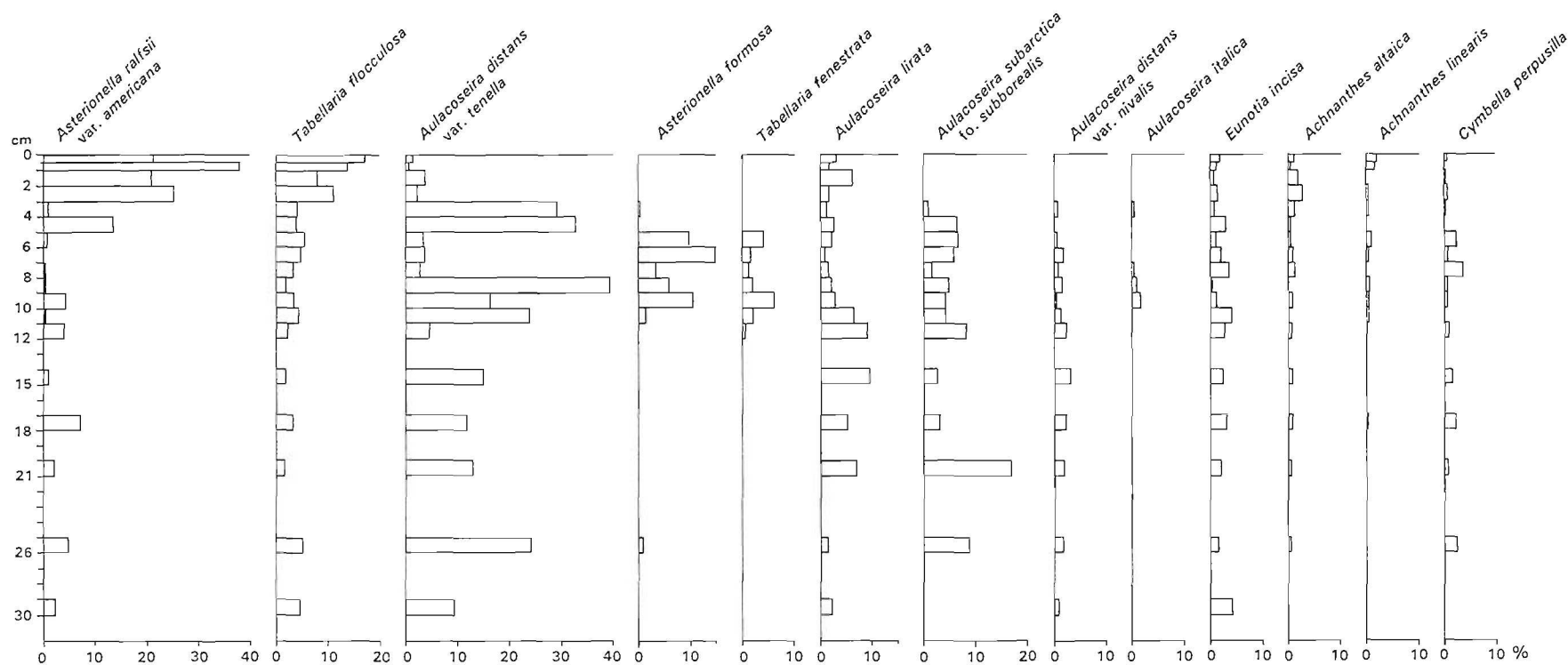
Kalliojärven sedimentistä määritettiin kaikkiaan 189 piilevätaksonia joko suvun, lajin, muunnoksen (varietas, var.) tai muodon (forma, fo.) tarkkuudella (liite 1). Stratigrafiakuvissa 11 ja 12 on kummastakin sedimenttiprofiilista esitetty vain tärkeimmät piilevätaksonit. Näiden suhteelliselta osuudeltaan tärkeimpien piilevien stratigrafiassa voidaan todeta muutoskohdia, jotka vastaavat DCA-ordinaatioiden kuvastamia ja siten koko lajiston koostumukseen perustuvia muutossyvyyskäyjiä. Sedimenttiprofiilien piilevästratigrafiat vastaavat toisiaan hyvin. Erot selittyvät sedimentaatio-olosuhteiden vaihteluilla, litoraali-pelagiaalisuhteen eroilla sekä mahdollisilla habitaattien laadullisilla eroilla järven eri osissa. Liitteissä 2 ja 3 on sedimenttiprofiilien lajistot kokonaisuudessaan.

Stratigrafiakuvien 11 ja 12 perusteella voidaan eräissä kohdissa todeta, että levien suhteellisissa osuuksissa on tapahtunut selviä muutoksia. Erityisesti ne muutokset ovat merkityksellisiä, joissa samalla sedimenttisyvyydellä tapahtuu selvä muutos useiden eri piilevätaksonien suhteellisissa osuuksissa. Tällaiset muutoskohdat kuvastavat veden laadussa tapahtuneita muutoksia. Nämä puolestaan ovat usein yhteydessä järven valuma-alueen maankäyttöön. Koska järvien piileväyhteisöt koostuvat useimmiten useista kymmenistä piilevälajeista, joista useimpien ekologia tunnetaan hyvin, voidaan yhteisöjen koostumukseen perustuvia paleoekologisia päätelmiä yleensä pitää luotettavina.

Tässä tutkimuksessa oli tarkoitus käyttää hyväksi HAPRO-projektissa kerättyä tietoa pintasedimenttien piileväyhteisöjen koostumuksesta suhteessa veden laatuun. Tällä aineistolla on laskettu piilevälajeille indikaattoriarvot eräiden ympäristömuuttujien suhteen: pH-arvo, alkaliteetti ja TOC (Huttunen ja Turkia 1990a, 1990b). Tämä pintasedimenttien piileväyhteisö- ja vedenlaatuaineisto soveltuu kalibraatioaineistoksi pienten suomalaisten järvien paleolimnologisiin tutkimuksiin, ja kyseistä aineistoa nimitetään tässä raportissa yksinkertaisesti kalibraatioaineistoksi.

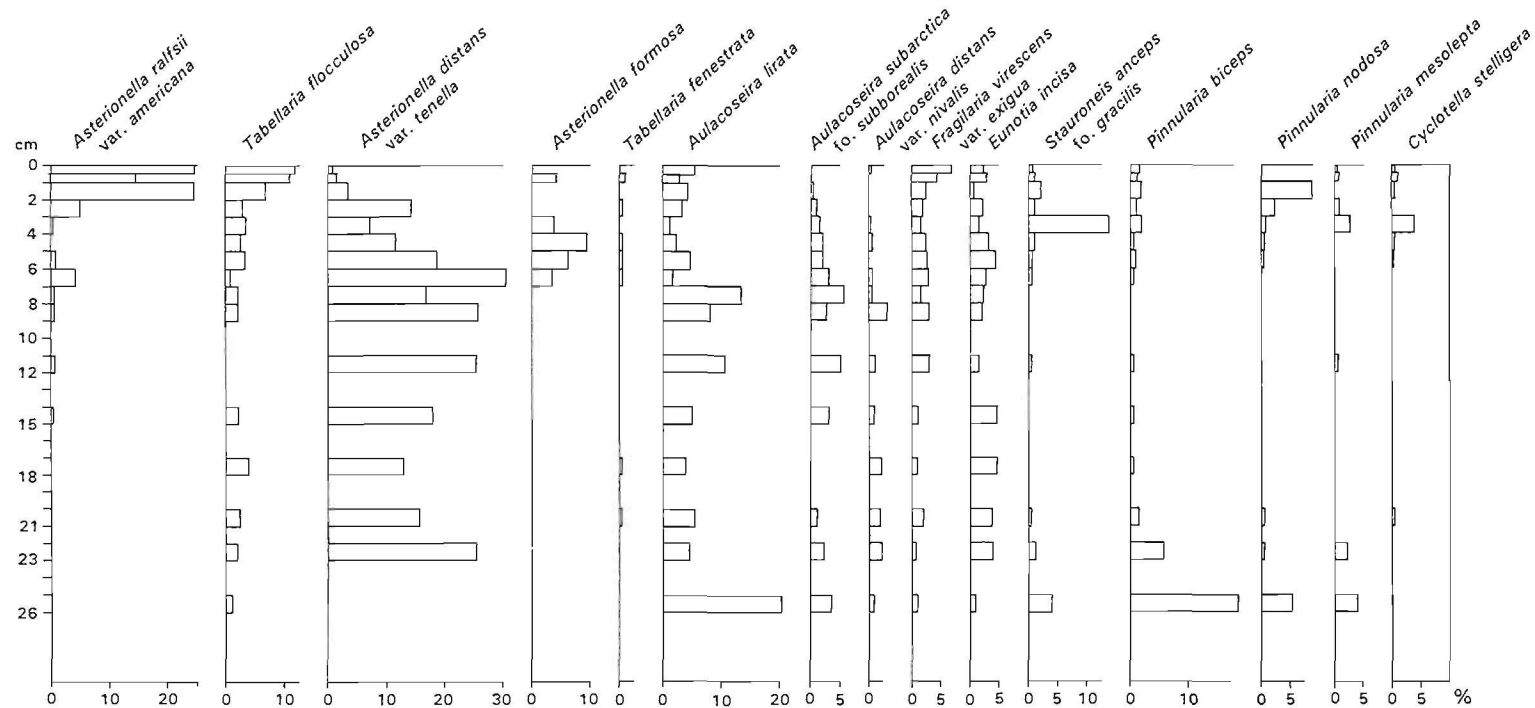
Kalibraatioaineiston käyttäminen paleolimnologisessa tutkimuksessa esim. pH-arvon rekonstruointiin ei kuitenkaan onnistu, jos piileväyhteisöä dominoi vain yksi tai muutama taksoni ja jos kyseiset levät vielä puuttuvat kalibraatioaineistosta tai esiintyvät siinä hyvin vähälukuisina. Kalliojärven piilevästössä on pari dominanttilajia: *Aulacoseira distans* var. *tenella* ja *Asterionella ralfsii* var. *americana*. Nämä dominantit painottavat estimaatteja liikaa, ja vedenlaatu-
muuttujien rekonstruointi ei siksi onnistu luotettavasti.

Aivan syvimpiä sedimenttikerroksia lukuunottamatta tutkittujen sedimenttiprofiilien piilevästratigrafiat vastaavat melko hyvin toisiaan 26 cm:n yläpuolelta noin 11-12 cm:n syvyydelle asti (kuvat 11 ja 12).



Kuva 11. Kalliojärven piilevästratigrafia syvänteen alueelta näytteenottopaikalta 1 otetussa sedimenttiprofiilissa. Pystyakselilla sedimenttiprofiilin syvyys senttimetreinä sedimentin pinnasta, vaaka-akselilla prosenttiosuudeltaan tärkeimmät taksonit. Koko lajisto on liitetaulukossa 2.

Figure 11. Diatom stratigraphy from the uppermost sediments of Lake Kalliojärvi, core analysed from site 1. Relative abundances of the most important diatom taxa are presented. For changes in the percentage abundances of other species, see appendix 2.



Kuva 12. Kalliojärven piilevästratigrafia järven eteläosasta näytteenottopaikalta 2 otetussa sedimenttiprofiilissa. Pystyakselilla sedimenttiprofiilin syvyys senttimetreinä, vaakakselilla piilevätaksonien suhteellinen osuus. Koko lajisto on liitetaulukossa 3.
 Figure 12. Sedimentary diatom stratigraphy of the most important diatom taxa at site 2. For all of the diatoms found in the core, see appendix 3.

Näin nämä sedimenttikerrokset ilmeisesti myös ajallisesti vastaavat toisiaan. Sedimenttiprofiilien piilevästratigrafiaa vertailemalla voi myös päätellä, että Kalliojärven eteläosassa näytteenottopaikalla 2 on sedimentaatio ollut viime vuosina selvästi vähäisempää kuin järven syvänteessä näytteenottopaikalla 1. Stratigrafiakuvien perusteella esim. näytteenottopaikan 2 sedimenttisyvyys 6-7 cm vastaa lajistoltaan syvänteen profiilissa noin 11-12 cm:ä.

Planktisten piilevien (*Asterionella ralfsii* var. *americana*, *Aulacoseira distans* var. *tenella*, *Asterionella formosa*, *Tabellaria fenestrata*) suhteellinen osuus on syvänteen sedimenttiprofiilissa (näytteenottopaikka 1) selvästi suurempi kuin näytteenottopaikan 2 profiilissa. Tämän selittää veden syvyys, siis erot pelagiaali- ja litoraalihabitaattien osuuksissa. Syvänteen pelagiaalialueella elää luonnollisesti enemmän planktonpiileviä kuin järven eteläosassa, missä veden syvyys on vain nelisen metriä. Tämä heijastuu sedimentin piileväkoostumukseen, koska syvänteen alueelle myös sedimentoituu suhteellisesti enemmän planktonlajeja. Meriläinen (1971) osoitti neljän meromiktisen järven tutkimuksessaan, että piilevien jakauma sedimentissä oli epätasainen: eräät enimmäkseen planktiset tai meroplanktiset lajit olivat selvästi yleisempiä syvän veden alueella, toisten lajien esiintymisen pääosin rajoittuessa rantavyöhykkeeseen.

Pienikokoinen planktonlevä *Aulacoseira distans* var. *tenella* (entinen *Melosira distans* var. *tenella*) on ollut Kalliojärven piileväyhteisön valtalajina pitkään, mutta aivan viime vuosina sedimentoituneissa näytteissä tämän taksonin suhteellinen osuus on selvästi pienempi. Levä esiintyy suomalaisessa kalibraatioaineistossa (Huttunen ja Turkia 1990b) useimmiten humusvesissä. Kalibraatioaineiston perusteella *Aulacoseira distans* var. *tenellan* arvioitu TOC-optimi on korkea 9,9 mg/l. Samalla kalibraatioaineistolla estimoitu pH-optimi on 5,8. Myös Elorannan (1986) mukaan *Aulacoseira distans* var. *tenella* näyttää suosivan lievää tai kohtalaista dystrofiaa ja dyseutrofiaa.

Syvänteen alueelta näytteenottopaikalta 1 otetussa sedimenttiprofiilissa (kuva 11) on piilevälajiston koostumuksessa selvä muutoskohta noin 11-12 cm:n syvyydellä. Näytteenottopaikalta 2 otetussa sedimenttiprofiilissa on vastaava muutoskohta noin 6-7 cm:n syvyydellä (kuva 12). Näillä sedimenttisyvyyksillä piilevälajistoon ilmestyvät *Asterionella formosa* ja *Tabellaria fenestrata*, jotka ovat pH-luokitukseltaan alkalifiileja. Nämä planktonlevät kuvastavat Kalliojärvessä tapahtunutta trofiatason muutosta aikaisempaa rehevämpään suuntaan. Monet piilevälajit saattavat elää järvessä äärimmäisen harvinaisina muodostaen vain hyvin pienen populaation. Nämä lajit eivät yleensä tule esille normaalissa piileväanalyysissä. Lajien ilmestyminen kuin tyhjästä on mahdollista silloin, kun olosuhteet järvessä yht'äkkiä muuttuvat näille lajeille suotuisiksi. Varsinkin planktonlajit lisääntyvät usein hyvin nopeasti.

Asterionella formosan ja *Tabellaria fenestratan* ilmes-
tyminen Kalliojärven piilevälajistoon kuvastaa melko
varmasti veden ravinteisuuden kasvua. Tätä kehitystä
ilmentää piilevälajiston rakenteen muutos myös muiden
lajien osalta paikalla 1 noin 11-12 cm:n syvyydellä ja
paikalla 2 noin 6-7 cm:n syvyydellä. Syvänteen sedi-
mentissä lajistoon ilmestyy 9-10 cm:n syvyydellä myös
alkalifiili *Aulacoseira italica*. Lepistön (1988) kas-
viplanktonaineistossa tätä levää oli eniten humusjär-
vissä ja ravinnekuormitusten rehevöittämissä vesissä,
mutta oligotrofisista ja luontaisesti rehevistä jär-
vistä lajia ei tavattu lainkaan.

Kalliojärven sedimentti sisältää useita *Aulacoseira*-
lajeja, jotka eroavat ekologisilta vaatimuksiltaan
toisistaan. Taulukossa 3 on esitetty näille piilevä-
taksoneille kalibraatioaineistolla arvioidut pH-,
alkaliteetti- ja TOC-optimit. Optimiarvojen mukaan
esim. *Aulacoseira distans* var. *nivalis* viihtyy usein
melko happamissa mesohumoosissa vesissä. Sen sijaan
Aulacoseira italica suosii vesiä, joiden pH-arvo on
lähellä neutraalia. Syvänteen sedimenttiprofiilissa,
näytteenottopaikalla 1, on näiden taksonien suhteel-
lisissa osuuksissa selvä käännekohta noin 9-10 cm:n
syvyydessä, josta voimme pelkästään näiden kahden
piilevän stratigrafian perusteella päätellä, että
Kalliojärven veden pH- ja alkaliteettiä arvot nousivat
ainakin tilapäisesti.

Myös asidofiilin *Aulacoseira liratan* suhteellinen
osuus pienenee selvästi, kun piilevälajistossa tapah-
tuu muutos, näytteenottopaikan 1 profiilissa noin 11-
12 cm:ssä ja paikan 2 profiilissa noin 6-7 cm:ssä.
Lähellä sedimentin pintaa lajin osuus kasvaa hieman.
Sen sijaan *Aulacoseira subarctica* fo. *subborealis*
puuttuu sedimentin pintakerroksista. Lajin arvioitu
pH-optimi on selvästi korkeampi kuin *A. liratan* (tau-
lukko 3). Monien *Aulacoseira*-lajien ensisijaisesta
habitaatista ei toistaiseksi ole täyttä varmuutta
(ks. esim. Haworth 1988, Round 1990). Mutta
Aulacoseira lirata kasvaa ilmeisesti enimmäkseen lito-
raalivyöhykkeessä.

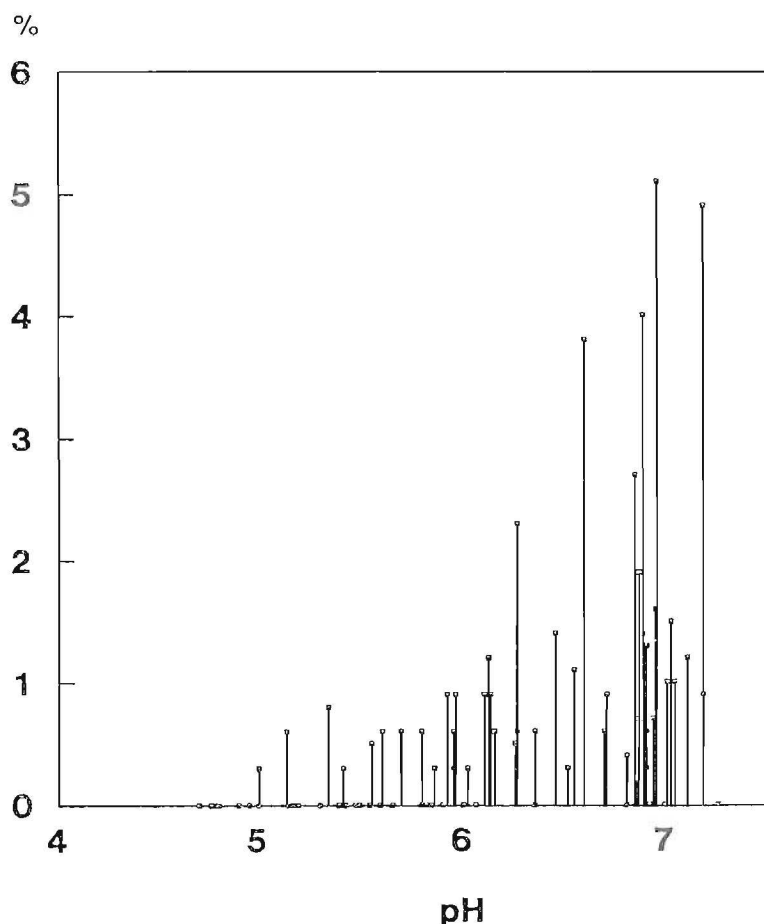
Taulukko 3. Kalliojärvessä esiintyville *Aulacoseira*-
taksoneille kalibraatioaineistosta painotetun keskiar-
von menetelmällä arvioidut pH-, alkaliteetti- ja TOC-
optimit.

<i>Aulacoseira</i>	n	Optimit		
		pH	alk mmol/l	TOC mg/l
<i>A. distans</i> var. <i>nivalis</i>	22	5,2	0,01	5,7
<i>A. lirata</i>	54	5,7	0,03	8,0
<i>A. distans</i> var. <i>tenella</i>	29	5,8	0,05	9,9
<i>A. subarctica</i> fo. <i>subborealis</i>	40	6,3	0,09	7,7
<i>A. italica</i>	17	7,0	0,25	7,5

n = niiden järvien lukumäärä 89 järven kalibraatio-
aineistossa, joissa taksonin osuus oli vähintään 1 %
lasketuista levistä.

Näytteenottopaikkojen 1 ja 2 sedimenteissä on eroja myös epifyyttilajiston rakenteessa. Näytteenottopaikalta 1 otetun sedimenttiprofiilin piilevästratigrafiassa *Achnanthes altaica* ja *Achnanthes linearis*-epifyytit yleistyvät lähellä sedimentin pintaa samalla kun esim. asidofiilin *Cymbella perpusilla* osuus väheenee. Näistä em. lajeista ainakin *Achnanthes linearis*-lajilla lienee indikaattoriarvoa (kuva 13). Kalibraatioaineiston perusteella *Achnanthes linearis*-lajille on arvioitu pH-optimi 6,6, alkaliteettioptimi 0,16 mmol/l ja TOC-optimi 8,5 mg/l.

Näytteenottopaikalta 2 otetussa sedimenttiprofiilissa on puolestaan *Fragilaria virescens* var. *exigua* epifyyttiflooran tärkeimpiä piilevälajeja. Tämä levä on yleensä luokiteltu sirkumneutraaliksi, mutta lajin arvioitu pH-optimi, 5,9 on selvästi alhaisempi kuin esim. *Achnanthes linearis*-lajin. Asidofiilin *Eunotia incisan* (synonyymi *Eunotia veneris*, arvioitu pH-optimi 5,3) osuus on suunnilleen yhtä suuri kummassakin sedimenttiprofiilissa. Laji harvinaistuu hieman sedimentin pintaa kohti.



Kuva 13. *Achnanthes linearis*-piilevän prosenttiosuus 89 järven kalibraatioaineistossa (n=48) suhteessa mitattuihin syys-pH-arvoihin. Lajin pH-optimiksi arvioitiin 6,6.

Figure 13. Percentage abundance of the diatom *Achnanthes linearis* from surface sediments of 89 Finnish lakes (n=48) vs. measured autumnal pH. By weighted averaging, the estimated pH optimum for this diatom is 6,6.

Sedimentin pinnalla epipeelisinä tai kivien ja kallion pinnalla epiliittisinä tavattavien *Frustulia* ja *Brachysira* -lajien suhteelliset osuudet ovat melko samansuuruisia näytteenottopaikoilla 1 ja 2 (ks. liitetaulukot 2 ja 3). Paikan 2 sedimenttiprofiilille on kuitenkin tunnusomaista eräiden muiden, myös ensisijassa epipeelisten, piilevälajien huomattavan suuri osuus. Nämä levät ovat *Stauroneis anceps* fo. *gracilis*, *Pinnularia biceps*, *Pinnularia nodosa* ja *Pinnularia mesolepta*, joista viimeksi mainitun lajin arvioitu TOC-optimi on korkeahko: 9,3 mg/l. Kyseiset piilevätaksonit ovat paikan 2 sedimenttiprofiilissa yleisiä, mutta paikan 1 näytteissä niiden suhteellinen osuus lasketuista piileväkuorista ei yleensä ylitä yhtä prosenttia. Näitä epipelon-lajeja oli paljon varsinkin paikalta 2 otetun sedimenttiprofiilin syvimmässä näytteessä (25-26 cm), ja tällä syvyydellä piileväkoostumus on selvästi poikkeava (kuva 12). Näytteen valtalajeina ovat epipeelinen *Pinnularia biceps* sekä enimmäkseen litoraalivyöhykkeestä tavattava *Aulacoseira lirata*. Molemmat lajit luokitellaan yleensä asidofiileiksi. Planktonpiilevien osuus näytteessä on mitättömän pieni. Toisaalta *Pinnularia*- ja *Stauroneis* -lajien osuus on huomattava myös lähellä sedimentin pintaa. Tämä epipeelisten lajien runsaudenvaihtelu saattaa ilmentää järven vedenkorkeuden vaihteluja, mutta syynä voivat olla myös veden värissä tapahtuneet muutokset.

Molemmissa sedimenttiprofiileissa on myöhäisempiä muutoskohtia, joissa piilevätaksonien suhteellisissa osuuksissa tapahtuu uudelleen selviä muutoksia. Esim. syvänteen, näytteenottopaikka 1, sedimentissä on piileväyhteisön rakenteen muutos noin 4-5 cm:n syvyydessä ja näytteenottopaikan 2 sedimentissä on vastaava muutos noin 2-3 cm:n syvyydessä. Tälle yhteisömuutokselle on tyypillistä mm. *Asterionella formosan* ja *Tabellaria fenestrata* suhteellisten osuuksien pieneneminen, varsinkin syvänteen profiilissa. Samanaikaisesti *Aulacoseira distans* var. *tenellan* osuus kasvaa tilapäisesti, mutta vähenee sitten jyrkästi aivan sedimentin pinnassa (paikalla 1 noin 2-3 cm:n ja paikalla 2 noin 1-2 cm:n syvyydessä) samalla kun *Asterionella ralfsii* var. *americana* ja *Tabellaria flocculosa* selvästi yleistyvät.

Tabellaria flocculosa on yleinen piilevälaji, jota löytyy sekä planktonnäytteistä että litoraalin leväyhteisöistä, missä laji Roundin (1990) tutkimustulosten mukaan esiintyy joko epifyyttisenä tai epiliittisenä. Laji luokitellaan usein sirkumneutraaliksi. Suomalaisella kalibraatioaineistolla tälle levälle arvioitiin melko korkea pH-optimi 6,0. Birks ym. (1990) ovat arvioineet SWAP-projektin vastaavanlaisella kalibraatioaineistolla lajin optimiksi pH 5,4.

Näytteenottopaikan 2 sedimenttiprofiilissa on 3-4 cm:n syvyydellä lähes 4 % piilevän kuorista *Cyclotella stelligera*. Tätä piilevälajia pidetään usein planktonisena (esim. Dixit ym. 1988a). Laji ei kuitenkaan ilmeisesti kuulu varsinaisiin planktonlajeihin (euplankton), koska sitä on planktonin lisäksi tavattu

usein myös litoraalin piilevüyhteisöistä niin huomattavia määriä, että niitä ei voi selittää planktonista vahingossa litoraalin alueelle joutuneiksi. Kalliojärven sedimentissäkin *Cyclotella stelligera* on hieman yleisempi paikalla 2 kuin syvänteen pohjakerrostumisissa.

Kanadalaisessa Lake 240 -järvessä *Cyclotella stelligera* oli ensin keväällä yleinen perifytonnäytteissä, sitten laji katosi litoraalin levüyhteisöistä, mutta tuli yleiseksi planktonissa myöhemmin keväällä ja kesällä (Stocknerin ja Armstrong 1971). Rawlencen ja Seniorin (1988) mukaan on mahdollista, että *C. stelligera* siirtää ravinteita planktoniyhteisöön. Stroemer ym. (1985) ovat puolestaan todenneet *C. stelligeran* osuuden nopean lisääntymisen Ontario-järven sedimenttiprofiilissa fosforikuormituksen kasvaessa. Suomalaisella kalibraatioaineistolla lajin pH-optimiksi arvioitiin 6,6 ja TOC-optimiksi peräti 10,1 mg/l. Laji on useimmiten luokiteltu pH-preferenssiltään sirkumneutraaliksi.

Erityisen selvä ja mielenkiintoinen piirre molemmissa profiileissa on *Asterionella ralfsii* var. *americana* voimakas runsastuminen sedimentin pinnassa. Laji on kuvattu Birchwood-järvestä, New Jerseyä USA:sta vuonna 1970 (Körner 1970). Tätä piilevää on löydetty Yhdysvalloista ja Kanadasta melko happamista järvistä, mutta monet sikäläiset piilevätutkijat ovat ilmeisesti sisällyttäneet myös varsinaisen *A. ralfsii* *A. ralfsii* var. *americana*an. *A. ralfsii* on kalibraatioaineistossamme suhteellisen harvinainen happamien ja humuspitoisten vesien laji, jonka arvioitu pH-optimi on matala, 4,9, ja TOC-optimi korkea, 11,5 mg/l. *A. ralfsii* var. *americana* on vieläkin harvinaisempi: sitä löydettiin ainoastaan kolmen järven pintasedimenttinäytteistä, mikä ei riitä lajin ekologisten vaatimusten arviointiin.

Rönkön ja Simolan (1986) tutkimustulosten mukaan *A. ralfsii* suhteellinen osuus lisääntyi Suuri-Rostuvien sedimentissä siten, että sedimenttiprofiiliin pinnassa oli yli 90 % piileväkuorista tätä lajia. Järven valuma-alueesta noin 45 % ojitetttiin ja lannoitettiin 1970-luvun alussa, ja tämä saattoi olla syynä *A. ralfsii* massaesiintymiseen. Suuri-Rostuvissa esiintynyt *Asterionella* on morfologisesti varsin samannäköistä kuin Kalliojärvestä määritetty *A. ralfsii* var. *americana* (Heikki Simola, suullinen tiedonanto 1991).

Asterionella ralfsii var. *americana* kuuluu ilmeisesti varsinaisiin planktonlajeihin (esim. Stokes ja Yung 1986, DeNicola 1986). Suurissa järvissä tämän piilevän solut ovat John Kingstonin mukaan (suullinen tiedonanto 1990) keskimäärin pidempiä, mikä osoittaa niiden kuuluvan planktoniyhteisöön. Pohjoisamerikkalaisissa ja kanadalaisissa julkaisuissa *A. ralfsii* var. *americana* on luokiteltu yleensä asidofiiliksi, mutta on otettava huomioon, että osa levistä saattaa olla varsinaista *A. ralfsii*ta. Dixit ym. (1988b) ovat laske-neet *A. ralfsii* var. *americana*lle painotetun pH-keskiarvon 5,8 (n=22). Davis ym. (1990) ovat osoitta-

neet, että eräiden asidobionttien piilevälajien suhteellisen osuuden kasvaessa Mud Pondin sedimenttiprofiilissa järven happamoituessa *A. ralfsii* var. *americanan* suhteellinen osuus pieneni. Rawlencen (1988) johtopäätösten mukaan *Tabellaria*-lajien, *A. ralfsii* var. *americanan* ja *Cyclotella stelligeran* yleistymisen Splan-järven sedimenttiprofiilissa näyttää olevan yhteydessä järven trofiatason nousuun.

4.5 ANALYYSITULOSTEN YHTEENSOVITTAMINEN

Tutkimuksen kohteena olleet Kalliojärven sedimentoitumismalalueet ovat erityyppisiä ja sijaisevat soukan järven vastakkaisissa päissä. Profiileista löytyi kuitenkin yhtenevyyksiä. Fysikaalis-kemiallisten parametrien muutokset ovat samansuuntaisia ja piilevästratigrafiat vastaavat pääosin toisiaan (kuva 14). Huomattavimmat lajistolliset poikkeavuudet, syvänteen profiilin suhteellisesti suurempi planktisten lajien osuus ja vastaavasti profiilin 2 näytteiden suurempi epipeelisten lajien määrä, selittyvät sedimentoitumisaltaiden ulappa- ja rantahabitaattien osuuksien eroilla. Myös epifyyttilajistot poikkeavat hieman toisistaan. Syynä tähän on ilmeisesti järven rantahabitaattien erilaisuus.

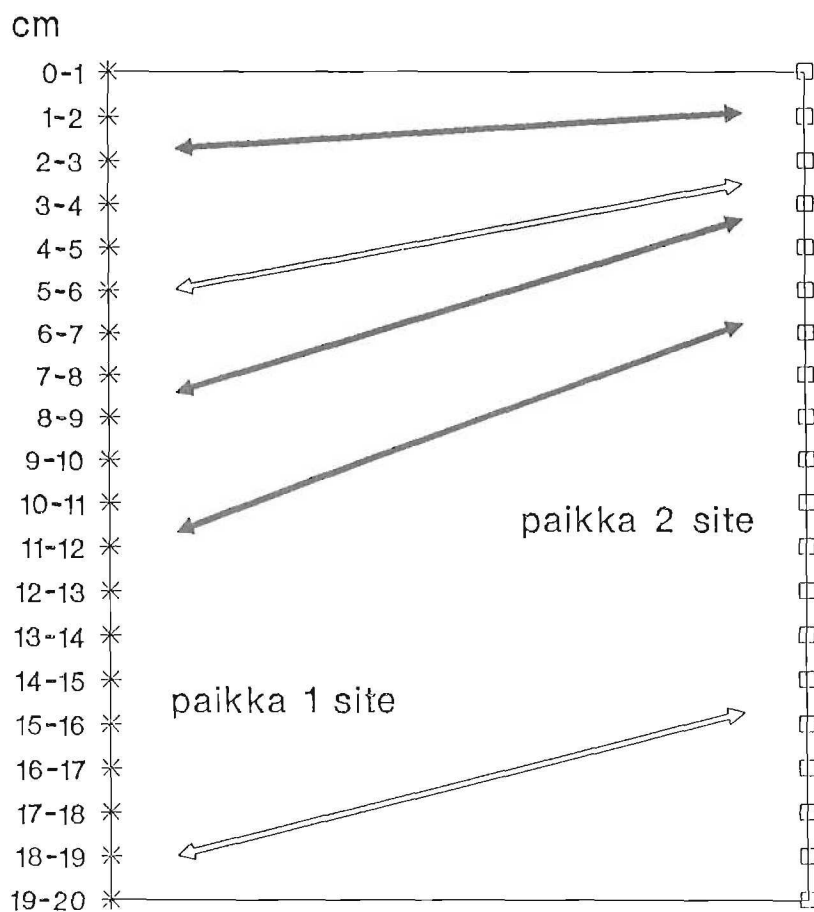
Piilevien yhteisöanalyysi- ja stratigrafiatulokset osoittavat, että lajiston rakenteessa on tapahtunut selviä muutoksia. DCA-tulokset perustuvat koko piilevälajiston koostumukseen ja kuvastavat lajiston muutokset objektiivisesti. Nämä muutokset näkyvät myös tärkeimpien piilevälajien stratigrafiaa esittävistä kuvista. Vaikka lajistomuutokset ovat molemmissa profiileissa samansuuntaisia, ne sattuvat kuitenkin eri sedimenttisyvyyksille (ks. kuva 10). Muutosten samankaltaisuuden perusteella myös niiden samanaikaisuus on todennäköistä. Sedimentaationopeus järven syvänteen alueella on ilmeisesti ollut suurempi kuin järven eteläosassa, paikalla 2.

Syvämmällä sedimentissä kerrostumisnopeus näyttää molemmilla näytteenottopaikoilla olleen samaa suuruusluokkaa, mutta pinjemmällä kerrostuminen on ollut nopeampaa paikalla 1 kuin paikalla 2. Muutos tapahtuu syvänteessä (1) noin 8 cm:ssä.

Valitettavasti näytteenottopaikan 2 sedimentistä ei ole käytettävissä nokipalloanalyysiä. Koska kuitenkin molemmista näytteenottopaikoista analysoidut kemialliset ja biologiset muuttujat sisältävät identtisiä muutoksia, on myös paikalta 2 otettu sedimenttinäyte kiertoteitse karkeasti iästettävissä. Sekä fysikaalis-kemialliset muuttujat että piilevästö vaihtelevat näytteenottopaikalla 1 voimakkaammin kuin paikalla 2. Syvänteen rauhallisemmat kerrostumisolosuhteet tekevät sen paremmin paleolimnologisiin tutkimuksiin soveltuvaksi.

Profiileista isotooppiajoituksella saatuja ikiä muutostasoja hyödyntäen toisiinsa vertaillaessa osoittautuvat ^{210}Pb -tulokset myös näin tarkasteltuina

virheellisiksi. Esimerkiksi sedimenttisyvyys 4-5 cm paikalla 1 edustaisi vuotta noin 1949 ja ominaisuuksiltaan vastaava syvyys paikalla 2, 2-3 cm, edustaisi vuotta 1979.



Kuva 14. Näytteenottopaikoilta 1 ja 2 otettujen sedimenttinäytteiden biologisia ja fysikaalis-kemiallisia yhtenevyyksiä. Tummemmat nuolet kuvaavat piilevä-lajiston (DCA) ja vaaleammat fysikaalis-kemiallisten analyysitulosten samanlaisuuksia.

Figure 14. Biological and physico-chemical correspondence between the sediment samples from sites 1 and 2. The darker arrows indicate resemblance between the diatom assemblages (DCA) and the lighter ones mark the physicochemical similarities.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Kalliojärven paleolimnologinen tutkimus antoi selkeän kuvan järven viimeaikaisesta kehityksestä ja siihen vaikuttaneista tekijöistä. Sedimentistä havaitut muutokset on tulkittavissa veden laadun muutoksiksi, jotka ovat seurausta järven valuma-alueella tehdyistä ojituksista ja metsänlannoituksista.

Kalliojärven luonnontila pysyi tutkimustulosten mukaan kohtalaisen vakaana aina 1930-luvulle saakka, minkä jälkeen järven trofiataso muuttui aikaisempaa rehevämäksi. Tällöin järven piilevälajistoon ilmestyivät alkalifiiliset planktonilajit *Asterionella formosa*, *Tabellaria fenestrata* ja *Aulacoseira italica*. Näiden lajien arvioidut pH-optimit ovat samassa järjestyksessä lueteltuina 6,5, 6,4 ja 7,0. Tämä osoittaa järven happamuuden olleen selvästi nykyistä alhaisempi.

Parikymmentä vuotta jatkuneen rehevemmän vaiheen jälkeen piilevälajiston valtalajiksi tuli lyhyeksi aikaa uudelleen *Aulacoseira distans* var. *tenella* ja sitten koko viimeaikaiselle kehitykselle leimaa-antava *Asterionella ralfsii* var. *americana*. Dystrofiaa ja dyseutrofiaa suosivan *A. distans* var. *tenellan* väliaikainen dominointi saattaa ilmentää 1960-luvun lopun ojitusten vaikutuksia ja niistä johtuvaa veden humuspitoisuuden nousua. Tämän lajin TOC-optimi on arvioitu varsin suureksi, 9,9 mg/l (Huttunen ja Turkia 1990b).

Vastaava ojitusten vaikutusta kuvaava muutos on nähtävissä sedimentin hiilen ja typen suhteissa. Valuma-alueelta järveen tulevan eloperäisen aineen osuus kasvaa samalla kun orgaanisen aineen kokonaisuus minerogeenisen aine-eroosion kasvun seurauksena laskee. Havaittu valuma-alueelta peräisin olevan aineen määrän maksimi on selvästi piilevästä havaittua muutoskohtaa ylempänä. Tämä osoittaa piilevästön nopeata reagointia veden laadun muutokseen ja toisaalta viivettä valuma-alueelta tulevan eroosioaineen sedimentoitumisessa.

Kalliojärven sedimentin pintanäytteissä, syvänteessä kolme ylintä senttiä ja kaksi ylintä senttiä järven eteläosassa, näkyvät valuma-alueella 1970-80 -luvulla tehdyt metsänparannustoimenpiteet. Muutos näkyy *Asterionella ralfsii* var. *americanan* runsastumisena, mikä osoittaa järven rehevöitymistä, mutta samalla järvi pysyi edelleen happamana ja dystrofisena. Ilmeistä on, ettei tässä tutkimuksessa pystytty sedimentistä erottamaan aivan viimeisimpien, vuonna 1988 tehtyjen, laajojen lentolannoitusten kokonaisvaikutuksia, koska sedimenttinäytteet otettiin jo 1989 ja 1990.

Näytesarjojen ajoitus on paleolimnologisten tutkimusten keskeinen ongelma. Ilman luotettavaa ajoitusta ei syy- ja seuraussuhteita voida varmuudella osoittaa. Yleisesti käytetty ^{210}Pb -ajoitus ei toiminut Kalliojärven sedimentissä. Tähän on ilmeisesti syynä ojituksen vaikutuksesta järveen joutunut ja isotooppisuhteet sekoittanut runsas alloktoninen aine. Tässä tutkimuksessa käytettiin nokipalloanalyysiä toisena riip-

pumattomana ajoitusmenetelmänä. Ajoitusmenetelmien luotettavuuden parantaminen on jatkotutkimuksen keskeinen tehtävä, ja jos mahdollista, sedimentin iästys on aina syytä varmentaa eri menetelmillä. Vasta useiden muuttujien käyttö auttaa saamaan kokonaiskuvan järven tilan muutoksista. Fysikaalis-kemiallinen ja biologinen tieto täydentävät toinen toistaan.

- Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C. & ter Braak, C.J.F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. Phil. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B 327: 263-278.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO-a FORTRAN program for canonical community ordinations by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). TNO Inst. Appl. Comp. Sci., Wageningen.
- Camburn, K.E. & Kingston J.C. 1986. The genus *Melosira* from soft-water lakes with special reference to northern Michigan, Wisconsin and Minnesota. In: J.P. Smol, R.W. Battarbee, R.B. Davis, J. Meriläinen (eds.). Diatoms and lake acidity. Dordrecht, Dr.W.Junk Publ. p. 17-34.
- Carignan, R. & Flett, R. J. 1981. Postdepositional mobility of phosphorus in lake sediments. Limnol. Oceanogr. 26: 189-207.
- Davis, R.B., Anderson, D.S., Whiting, M.C., Smol, J.P. & Dixit, S.S. 1990. Alkalinity and pH of three lakes in northern New England, U.S.A. over the past 300 years. Phil. Trans R. Soc. Lond. Ser. B 327: 417-421.
- DeNicola, D.M. 1986. The representation of living diatom communities in deep-water sedimentary diatom assemblages in two Maine (U.S.A.) lakes. In: J.P. Smol, R.W. Battarbee, R.B. Davis, J. Meriläinen (eds.). Diatoms and lake acidity, p. 73-85. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht.
- Dixit, S.S., Dixit, A.S. & Evans, R.D. 1988a. Sedimentary diatom assemblages and their utility in computing diatom-inferred pH in Sudbury Ontario lakes. Hydrobiol. 169: 135-148.
- Dixit, A.S., Dixit, S.S. & Evans, R.D. 1988b. The relationship between sedimentary diatom assemblages and lakewater pH in 35 Quebec lakes, Canada. J. Paleolimnol. 1: 23-38.
- Eloranta, P. 1986. *Melosira distans* var. *tenella* and *Eunotia zasuminensis*, two poorly known planktonic diatoms in Finnish lakes. Nord. J. Bot. 6 (1): 99-103.
- Flower, R.J. & Kreiser A. 1988. SWAP diatom taxonomy update number one. Palaeoecology Research Unit, Department of Geography, University College London. 15 p.
- Hansen, K. 1961. Lake types and lake sediments. Verh. Int. Ver. Limnol. 14: 285-290.

- Haworth, E.Y. 1988. Distribution of diatom taxa of the old genus *Melosira* (now mainly *Aulacoseira*) in Cumbrian waters. In: Round F.E.(ed.). *Algae and the Aquatic Environment*. Bristol, Biopress Ltd. p. 138-167.
- Huttunen, P. & Turkia, J. 1990a. Surface sediment diatom assemblages and lake acidity. In: Kauppi, P., Anttila, P., Kenttämies, K. (eds.). *Acidification in Finland*. Berlin, Heidelberg. Springer-Verlag. p. 995-1008.
- Huttunen, P. & Turkia, J. 1990b. Diatoms as indicators of alkalinity and TOC in lakes: Estimation of optima and tolerances by weighted averaging. Manuscript, Proceedings of the 11th Internat. Diatom Symposium, San Francisco, U.S.A., Aug. 12-17, 1990.
- Håkanson, L. & Jansson, M. 1983. *Principles of lake sedimentology*. Berlin, Heidelberg. Springer-Verlag. 316 p.
- Kauppi, L., Sandman, O., Knuuttila, S., Eskonen, K., Liehu, A., Luokkanen, S. & Niemi, M. 1990. Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisusarja A 48: 13-15.
- Körner, H. 1970. Morphologie und Taxonomie der Diatomeengattung *Asterionella*. Nova Hedwigia, Band 20, Heft 3/4: 557-725. Verlag von J. Cramer.
- Lepistö, L. 1988. Sentriset piileväsuvut *Melosira* Agard ja *Rhizosolenia* Ehrenberg sekä laji *Attheya zachariasii* Brun Suomen järvien tilan kuvaajina. Hydrobiologian pro gradu-työ. Helsingin yliopiston kasvitieteen laitos. 128 p.
- Liehu, A., Sandman, O. & Simola, H. 1986. Effects of peatbog ditching in lakes: Problems in paleolimnological interpretation. *Hydrobiologia* 143: 417-424.
- Meriläinen, J. 1971. The recent sedimentation of diatom frustules in four meromictic lakes. *Ann. Bot. Fennici* 8: 160-176.
- Oldfield, F. & Appleby, R.C. 1984. *Lake sediments and environmental history*. Leicester University Press. p. 93-121.
- Rawlence, D.J. 1988. The post-glacial diatom history of Splan Lake, New Brunswick. *J. Paleolimnol.* 1: 51-60.

- Rawlence, D.J. & Senior, A. 1988. A late-Glacial diatom and pigment history of Little Lake, New Brunswick with particular reference to the younger Dryas climatic oscillation. *J. Paleolimnol.* 1: 163-177.
- Renberg, I. & Vik, M. 1984. Dating recent lake sediments by soot particle counting. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 712-718.
- Round, F.E. 1990. Diatom communities - their response to changes in acidity. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 327: 243-249.
- Rönkkö, J. & Simola, H. 1986. Geological control upon the floral manifestation of eutrophication in two headwater lakes. *Univ. Joensuu, Publications of Karelian Institute* 79: 89-96.
- Sandman, O., Liehu, A. & Simola, H. 1990. Drainage ditch erosion history as recorded in the varved sediment of a small lake in East Finland. *J. Paleolimnol.* 3: 161-169.
- Saura, M. 1990. Metsälannoitus vesistöjen rehevöittäjänä. Pro gradu-työ. Helsingin yliopisto, Limnologian laitos. 62 s.
- SFS 3008. 1981. Determination of total residue and total fixed residue in water sludge and sediment. Suomen standardisoimisliitto. 4 s.
- Simola, H. 1983. Limnological effects of peatland drainage and fertilization as reflected in the varved sediment of a deep lake. *Hydrobiologia* 106: 43-57.
- Stockner, J.C. & Armstrong, J.A.F. 1971. Periphyton of the experimental lakes area, northwestern Ontario. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 28: 215-229.
- Stokes, P.M. & Yung, Y.K. 1986. Phytoplankton in selected LaGloche (Ontario) lakes, pH 4.2-7.0, with special reference to algae as indicators of chemical characteristics. In: Smol, J.P., Battarbee, R.W., Davis, R.B., Meriläinen, J. (eds.). *Diatoms and lake acidity*. Dordrecht, Dr. W. Junk Publ. p. 57-72.
- Stoermer, E.F., Wolin, J.A., Schelske, C.L. & Conley, D.J. 1985. An assessment of ecological changes during the recent history of Lake Ontario based on siliceous algal microfossils preserved in the sediments. *J. Phycol.* 21: 257-276.
- Tolonen, K. & Haapalahti, R. 1991. Comparison of varve dated soot ball chronology and lead-210 dating in Finland. *Geological Survey of Finland. Special Paper.* 3 p (in press).

- Williams, D.M., Hartley, B., Ross, R., Munro M.A.R., Juggins, S., Battarbee, R.W. 1988. A coded checklist of British diatoms. ENSIS publishing, London. 74 p.
- Zimdahl, R.L. & Skogerboe, R.K. 1977. Behavior of lead in soil. Environ. Sci. Technol. 13: 1202-1207.
- Zink-Nielsen, I. 1975. Interkalibrering af sediment-kemiske analysemetoder II. Nordforsk Miljö-vårdssekretariatet. 6: 1-19.

KALLIOJÄRVEN SEDIMENTISTÄ MÄÄRITETYT PIILEVÄTAKSONIT

Taksoni

- 1 Achnanthes altaica (Poretzky) A. Cleve-Euler
- 2 Achnanthes austriaca var. helvetica Hust.
- 3 Achnanthes bicapitata Hust.
- 4 Achnanthes delicatula ssp. hauckiana (Grun.) Lange-Bert. & Ruppel
- 5 Achnanthes kryophila J. B. Petersen
- 6 Achnanthes levanderi Hust.
- 7 Achnanthes linearis (W. Sm.) Grun.
- 8 Achnanthes marginulata Grun.
- 9 Achnanthes minutissima Kütz.
- 10 Achnanthes sp.
- 11 Actinella punctata Lewis
- 12 Amphora ovalis (Kütz.) Kütz.
- 13 Asterionella formosa Hassall
- 14 Asterionella ralfsii W. Sm.
- 15 Asterionella ralfsii var. americana Körn.
- 16 Aulacoseira ambigua (Grun.) Simonsen
- 17 Aulacoseira distans var. nivalis (W. Sm.) Haworth
- 18 Aulacoseira distans var. nivaloides Camburn
- 19 Aulacoseira distans var. tenella (Nygaard) R. Ross
- 20 Aulacoseira italica (Ehrenb.) Simonsen
- 21 Aulacoseira italica var. valida (Grun.) Simonsen
- 22 Aulacoseira lirata (Ehrenb.) R. Ross
- 23 Aulacoseira lirata var. alpigena (Grun.) Haworth
- 24 Aulacoseira lirata fo. biseriata (Grun.) Haworth
- 25 Aulacoseira lirata var. lacustris (Grun.) R. Ross
- 26 Aulacoseira nygaardii Camburn
- 27 Aulacoseira perglabra (Østrup) Haworth
- 28 Aulacoseira perglabra var. floriniae (Camburn) Haworth
- 29 Aulacoseira subarctica fo. subborealis (Nygaard) Haworth
- 30 Aulacoseira sp.
- 31 Brachysira brebissonii R. Ross
- 32 Brachysira follis (Ehrenb.) R. Ross
- 33 Brachysira serians (Bréb ex Kütz.) Round & Mann
- 34 Brachysira styriaca (Grun.) R. Ross
- 35 Brachysira vitrea (Grun.) R. Ross
- 36 Caloneis bacillum (Grun.) Cleve
- 37 Cyclotella meneghiniana Kütz.
- 38 Cyclotella stelligera (Cleve & Grun.) Van Heurck
- 39 Cymbella aequalis W. Sm. ex Grev.
- 40 Cymbella amphicephala Naegeli ex Kütz.
- 41 Cymbella cesatii (Rabenh.) Grun.
- 42 Cymbella cuspidata Kütz.
- 43 Cymbella hebridica (Grun. ex Cleve) Cleve
- 44 Cymbella lunata W. Sm.
- 45 Cymbella minuta Hilse ex Rabenh.
- 46 Cymbella naviculiformis Auersw. ex Heib.
- 47 Cymbella perpusilla A. Cleve
- 48 Cymbella turgida Greg.
- 49 Eunotia arcus Ehrenb.
- 50 Eunotia bidentula W. Sm.
- 51 Eunotia bigibba Kütz.
- 52 Eunotia curvata (Kütz.) Lagerst.
- 53 Eunotia curvata var. subarcuata (Naeg. ex Kütz.) Woodhead & Tweed

- 54 *Eunotia elegans* Østr.
- 55 *Eunotia exgracilis* A.Berg ex A.Cleve-Euler
- 56 *Eunotia exigua* (Bréb. ex Kütz.)Rabenh.
- 57 *Eunotia flexuosa* Kütz.
- 58 *Eunotia hexaglyphis* Ehrenb.
- 59 *Eunotia iatriaensis* Foged
- 60 *Eunotia incisa* W.Sm ex Greg.
- 61 *Eunotia meisteri* Hust.
- 62 *Eunotia microcephala* Krasske ex Hust.
- 63 *Eunotia minutissima* A.Cleve-Euler
- 64 *Eunotia monodon* Ehrenb.
- 65 *Eunotia naegeli* Migula
- 66 *Eunotia nodosa* Ehrenb.
- 67 *Eunotia nymanniana* Grun.
- 68 *Eunotia paludosa* Grun.
- 69 *Eunotia parallela* Ehrenb.
- 70 *Eunotia pectinalis* (O.F. Müll.)Rabenh.
- 71 *Eunotia pectinalis* var. *minor* (Kütz.)Rabenh.
- 72 *Eunotia pectinalis* var. *ventricosa* Grun.
- 73 *Eunotia praerupta* Ehrenb.
- 74 *Eunotia rhomboidea* Hust.
- 75 *Eunotia schwabei* Krasske
- 76 *Eunotia septentrionalis* Østr.
- 77 *Eunotia serra* Ehrenb.
- 78 *Eunotia serra* var. *diadema* (Ehrenb.)Patr.
- 79 *Eunotia serra* var. *tetraodon* (Ehrenb.)Patr.
- 80 *Eunotia tenella* (Grun.)A.Cleve
- 81 *Eunotia tridentula* Ehrenb.
- 82 *Eunotia triodon* Ehrenb.
- 83 *Eunotia vanheurckii* Patr.
- 84 *Eunotia vanheurckii* fo. *intermedia* (Krasske)Cleve
- 85 *Eunotia vanheurckii* var. 1
- 86 *Eunotia* sp. 10 (*minima*)
- 87 *Eunotia* sp. 13 (*minutissima*)
- 88 *Eunotia* sp.
- 89 *Eunotia* sp2.
- 90 *Fragilaria brevistriata* Grun.
- 91 *Fragilaria constricta* Ehrenb.
- 92 *Fragilaria construens* (Ehrenb.) Grun.
- 93 *Fragilaria hungariga* var. *tumida* Cl.-Eul.
- 94 *Fragilaria vaucheriae* J.B. Petersen
- 95 *Fragilaria virescens* var. *exigua* Grun.
- 96 *Frustulia rhomboides* (Ehrenb.)De Toni
- 97 *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* (Rabenh.)De Toni
- 98 *Frustulia rhomboides* fo. *undulata* Hust.
- 99 *Gomphonema acuminatum* Ehrenb.
- 100 *Gomphonema acuminatum* var. *coronatum* (Ehrenb.)W.Sm.
- 101 *Gomphonema angustatum* (Kütz.)Rabenh.
- 102 *Gomphonema gracile* Ehrenb.
- 103 *Gomphonema longiceps* Ehrenb.
- 104 *Gomphonema parvulum* (Kütz.)Kütz.
- 105 *Gomphonema sphaerophorum* Ehrenb.
- 106 *Melosira arentii* (Kolbe)Nagumo & Kobayasi
- 107 *Navicula americana* Ehrenb.
- 108 *Navicula angusta* Grun.
- 109 *Navicula arvensis* Hust.
- 110 *Navicula cocconeiformis* Greg. ex Greville
- 111 *Navicula contenta* fo. *biceps* (Grun.)Hust.

LIITE 1/3

- 112 *Navicula cumbriensis* sensu Haworth
- 113 *Navicula disjuncta* Hust.
- 114 *Navicula festiva* Krasske
- 115 *Navicula harderi* Hust.
- 116 *Navicula hassiaca* Krasske
- 117 *Navicula hoefleri* sensu Ross & Sims
- 118 *Navicula impexa* Hust.
- 119 *Navicula indifferens* Hust.
- 120 *Navicula leptostriata* Jørgensen
- 121 *Navicula madumensis* Jørgensen
- 122 *Navicula madumensis* (small)
- 123 *Navicula mediocris* Krasske
- 124 *Navicula minuscula* Grun.
- 125 *Navicula minuscula* var. *muralis* (Grun.) Lange-Bertalot
- 126 *Navicula monoculata* Hust.
- 127 *Navicula pupula* Kütz.
- 128 *Navicula radiosa* Kütz.
- 129 *Navicula radiosa* var. *tenella* (Bréb.ex Kütz.) Grun.ex Van Heurk
- 130 *Navicula seminulum* Grun.
- 131 *Navicula söhrensis* Krasske
- 132 *Navicula tenuicephala* Hust.
- 133 *Navicula* sp.
- 134 *Neidium affine* (Ehrenb.) Pfitz.
- 135 *Neidium affine* var. *amphirhynchus* (Ehrenb.) Cleve
- 136 *Neidium affine* var. *longiceps* (Greg.) Cleve
- 137 *Neidium bisulcatum* (Lagerst.) Cleve
- 138 *Neidium dilatatum* (Ehrenb.) Cleve
- 139 *Neidium iridis* (Ehrenb.) Cleve
- 140 *Neidium iridis* fo. *vernalis* Reichelt ex Hust.
- 141 *Nitzschia acula* Hatzsch ex Cleve & Grun.
- 142 *Nitzschia fonticola* Grun.
- 143 *Nitzschia frustulum* (Kütz.) Grun.
- 144 *Nitzschia gracilis* Hatzsch
- 145 *Nitzschia palea* (Kütz.) W.Sm.
- 146 *Nitzschia paleacea* (Grun.) Grun.
- 147 *Nitzschia* sp.
- 148 *Peronia fibula* (Bréb.ex Kütz.) R.Ross
- 149 *Pinnularia abaujensis* (Pant.) R.Ross
- 150 *Pinnularia biceps* Greg.
- 151 *Pinnularia biceps* fo. *petersenii* R.Ross
- 152 *Pinnularia brauniana* (Grun. ex Schmidt) Cleve
- 153 *Pinnularia brauniana* var. *amphicephala* (A.Mayer) Hust.
- 154 *Pinnularia brebissonii* (Kütz.) Rabenh.
- 155 *Pinnularia brevicostata* Cleve
- 156 *Pinnularia divergens* W.Sm.
- 157 *Pinnularia divergentissima* (Grun.) Cleve
- 158 *Pinnularia hemiptera* (Kütz.) Rabenh.
- 159 *Pinnularia legumen* Ehrenb.
- 160 *Pinnularia mesolepta* (Ehrenb.) W.Sm.
- 161 *Pinnularia microstauron* (Ehrenb.) Cleve
- 162 *Pinnularia nodosa* (Ehrenb.) W.Sm.
- 163 *Pinnularia polyonca* (Bréb. ex Kütz.) W.Sm.
- 164 *Pinnularia rupestris* Hantzsch
- 165 *Pinnularia stomatophora* (Grun. ex A.Schmidt) Cleve
- 166 *Pinnularia subcapitata* Greg.
- 167 *Pinnularia subcapitata* var. *hilseana* (Janisch ex Rabenh.) O.Müll.
- 168 *Pinnularia subcapitata* var. *paucistriata* (Grun.) Cleve
- 169 *Pinnularia undulata* Greg.

- 170 *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenb.
- 171 *Pinnularia* sp. (cf. *molaris*, Meriläinen 1969)
- 172 *Rhizosolenia longiseta* Zach.
- 173 *Semiorbis hemicyclus* (Ehrenb.) Patr.
- 174 *Stauroneis anceps* Ehrenb.
- 175 *Stauroneis anceps* fo. *gracilis* Rabenh.
- 176 *Stauroneis legumen* (Ehrenb.) Kütz.
- 177 *Stauroneis phoenicenteron* (Nitzsch) Ehrenb.
- 178 *Stenopterobia sigmatella* (Greg.) R. Ross
- 179 *Surirella delicatissima* Lewis
- 180 *Surirella linearis* W. Sm.
- 181 *Surirella linearis* var. *constricta* Grun.
- 182 *Surirella robusta* Ehrenb.
- 183 *Synedra rumpens* Kütz.
- 184 *Synedra parasitica* var. *subconstricta* (Grun.) Hust.
- 185 *Tabellaria binalis* (Ehrenb.) Grun.
- 186 *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz.
- 187 *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz.
- 188 *Tabellaria quadrisepitata* Knudson
- 189 *Tetracyclus lacustris* Ralfs

PIILEVIEN PROSENTTIOSUUDET KALLIOJÄRVEN SEDIMENTISSÄ; NÄYTTEENOTTOPAIKKA 1

Kalliojärvi, näytteenottopaikka 1 (syväanne, 12 m), piilevien prosenttiosuudet																		
syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	18	21	26	30
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Achnanthes altaica	1.2	0.6	2.0	2.7	1.2	0.4	0.4	0.8	1.2	-	0.8	0.4	0.8	0.8	0.9	0.4	0.4	-
Achnanthes austriaca helvetica	-	0.6	1.2	0.4	0.4	-	0.4	0.4	-	-	0.4	-	1.6	-	-	0.4	0.4	0.4
Achnanthes kryophila	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-
Achnanthes levanderi	-	0.6	-	0.4	0.8	-	0.4	-	-	-	1.2	-	0.8	0.8	-	-	-	-
Achnanthes linearis	2.1	1.9	-	0.4	0.6	-	1.1	0.4	-	0.8	0.6	0.4	-	-	0.4	-	-	-
Achnanthes marginulata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	0.4
Achnanthes minutissima	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Achnanthes sp.	0.2	-	0.4	0.4	-	-	-	0.4	-	-	0.4	-	-	1.0	-	0.4	-	-
Actinella punctata	-	0.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	1.2	1.1	-	-	-
Asterionella formosa	-	-	-	-	0.4	-	9.6	14.8	3.3	5.9	10.5	1.2	-	-	-	-	0.7	-
Asterionella ralfsii	2.8	0.9	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	0.8	-	2.3	1.8	-	-	-
Asterionella ralfsii americana	21.3	37.9	20.8	25.2	0.8	13.1	0.7	-	0.4	0.4	4.3	0.4	3.6	0.8	7.3	1.7	4.1	2.1
Aulacoseira ambigua	-	-	-	-	-	0.2	0.7	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	0.4	-
Aulacoseira distans nivalis	-	-	-	-	0.8	-	0.4	1.9	0.8	1.6	0.4	1.2	2.8	3.1	2.2	1.9	1.9	0.9
Aulacoseira distans nivaloides	1.2	-	0.4	0.4	-	-	-	-	-	0.8	-	0.4	1.2	-	-	-	-	-
Aulacoseira distans tenella	1.2	0.9	3.9	2.3	29.2	32.6	3.3	3.7	2.7	39.6	16.1	23.9	4.4	15.0	11.8	13.0	24.2	9.2
Aulacoseira italica	-	-	-	-	0.4	-	-	-	0.4	0.8	1.6	-	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira italica valida	-	0.9	-	0.8	0.4	-	-	-	-	1.2	-	0.4	0.4	0.8	-	-	-	-
Aulacoseira lirata	3.0	1.9	6.3	1.9	1.4	2.7	2.2	0.8	1.6	2.0	2.9	6.5	9.0	9.5	5.1	6.9	1.4	2.4
Aulacoseira lirata alpigena	1.9	0.3	2.4	1.7	0.4	-	-	-	-	-	0.8	-	3.6	0.4	1.1	1.5	1.6	4.1
Aulacoseira lirata biseriata	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aulacoseira lirata lacustris	0.2	0.3	1.0	0.4	0.4	0.8	1.1	1.6	1.2	0.4	0.8	1.2	-	2.3	-	0.2	0.7	-
Aulacoseira nygaardii	-	-	-	-	0.4	-	-	0.6	-	-	-	-	-	0.4	-	1.0	-	-
Aulacoseira perglabra	0.5	0.3	-	-	-	-	0.4	0.4	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	-	0.4
Aulacoseira perglabra floriniae	0.5	2.2	-	-	1.2	-	-	-	1.2	-	0.4	-	0.4	1.0	-	2.1	-	1.3
Aulacoseira subarctica subborealis	-	-	-	-	0.8	6.3	6.4	5.8	1.6	4.7	3.9	4.1	8.0	2.5	3.1	16.6	8.7	-
Aulacoseira sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3
Brachysira brebissonii	1.4	1.6	2.9	5.3	5.0	4.1	5.8	3.5	7.8	2.0	1.9	4.9	4.2	6.6	6.9	5.4	5.0	5.1
Brachysira follis	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-
Brachysira serians	-	0.3	0.4	-	-	0.4	0.4	-	-	0.4	-	0.4	0.4	0.8	-	-	-	-

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	18	21	26	30
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Brachysira styriaca		0.9	0.9	1.6	0.4	1.4	-	1.1	1.2	2.0	0.4	1.6	0.4	3.6	3.9	2.2	5.5	2.8	2.1
Brachysira vitrea		2.3	1.3	4.5	4.2	3.9	1.6	2.2	4.3	3.3	2.7	2.7	4.5	6.8	1.2	4.0	4.6	6.0	7.7
Caloneis bacillum		0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella meneghiniana		-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella stelligera		-	0.3	-	-	-	-	1.6	3.5	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cymbella aequalis		-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cymbella amphicephala		0.9	-	-	0.4	-	0.4	0.4	-	-	-	-	-	0.4	0.4	-	-	-	-
Cymbella cesatii		-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cymbella cuspidata		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-
Cymbella hebridica		0.5	0.3	0.4	0.8	-	0.8	1.1	0.8	0.8	1.2	0.4	-	-	0.4	0.4	0.4	0.7	0.9
Cymbella lunata		0.9	0.6	1.2	0.8	4.1	2.3	1.8	2.3	0.4	1.2	2.3	0.4	1.6	1.2	1.8	2.7	2.5	1.7
Cymbella minuta		-	0.3	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	0.4	-
Cymbella naviculiformis		-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cymbella perpusilla		0.5	-	0.4	0.8	0.4	-	2.5	0.8	3.7	0.4	0.4	-	0.8	1.6	2.2	0.8	2.5	-
Cymbella turgida		-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Eunotia arcus		-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4
Eunotia bidentula		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-
Eunotia bigibba		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-
Eunotia curvata		3.0	0.9	0.4	0.8	1.2	0.8	0.4	0.4	0.4	-	0.8	0.8	3.0	1.9	1.1	-	3.2	2.1
Eunotia curvata subarcuata		2.5	1.3	1.2	1.1	2.3	0.4	1.1	-	1.2	1.2	0.4	1.2	3.0	0.8	-	1.1	-	2.4
Eunotia elegans		-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Eunotia exgracilis		-	0.6	-	-	0.4	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Eunotia exigua		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	1.1	-	-
Eunotia flexuosa		0.5	0.3	0.4	0.4	0.4	-	0.4	0.8	0.8	1.2	-	-	-	0.8	0.7	0.8	0.7	-
Eunotia hexaglyphis		-	-	-	-	-	1.2	0.7	0.8	-	-	-	-	-	0.4	-	1.1	0.4	0.4
Eunotia iatriaensis		1.4	-	0.4	0.8	-	-	0.7	0.8	0.8	-	0.8	0.8	1.6	0.4	1.1	0.8	0.7	0.4
Eunotia incisa		1.9	1.3	0.8	1.5	0.8	3.1	1.1	2.3	4.1	0.4	2.3	4.1	2.8	2.5	3.3	2.3	1.8	3.8
Eunotia meisteri		1.9	-	-	0.8	1.5	-	0.4	-	0.8	-	0.4	0.8	0.8	0.4	0.4	0.4	0.4	-
Eunotia microcephala		0.5	0.3	0.4	0.4	-	-	0.7	0.8	2.9	-	0.4	0.4	0.8	1.2	0.4	1.1	-	1.3
Eunotia minutissima		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	0.7	-

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	18	21	26	30
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Eunotia monodon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	-
Eunotia naegelii	-	1.9	-	-	0.8	1.5	0.4	-	1.2	1.2	1.2	2.3	2.9	0.8	-	1.5	-	1.1	0.9
Eunotia nodosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	0.4	-	-	0.4	-	-	-	-
Eunotia nymanniana	-	-	-	-	0.4	0.8	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-	0.4	0.4
Eunotia parallela	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-
Eunotia pectinalis	0.5	-	-	-	-	0.4	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Eunotia pectinalis minor	-	-	-	-	-	-	0.8	0.4	0.4	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia pectinalis ventricosa	0.7	0.3	2.0	0.4	0.4	0.4	1.8	0.8	1.2	1.2	3.1	2.0	4.8	2.3	3.6	-	0.4	1.7	-
Eunotia praerupta	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia rhomboidea	0.5	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.7	0.4	-	-
Eunotia schwabei	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Eunotia septentrionalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	-	-	-	-
Eunotia serra	-	0.6	-	-	-	-	-	1.1	0.4	1.6	-	0.8	-	-	0.4	-	-	0.4	0.4
Eunotia serra diadema	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia serra tetraodon	0.5	0.3	0.4	-	-	-	0.4	-	-	-	1.6	-	0.4	-	-	0.4	0.4	0.4	-
Eunotia tenella	-	-	-	0.4	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-
Eunotia tridentula	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-
Eunotia triodon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-
Eunotia vanheurckii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-
Eunotia vanheurckii intermedia	0.5	-	-	0.4	-	-	-	0.4	1.8	0.8	1.2	-	-	-	0.8	-	-	-	1.3
Eunotia sp.(vanheurckii var.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.2	1.2	-	1.1	-	-
Eunotia sp.10 (minima)	-	-	-	-	-	0.4	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.9
Eunotia sp.13 (minutissima)	0.9	0.3	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia sp.	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	0.8	-	-	0.4	0.7	0.9
Fragilaria constricta	-	0.6	0.4	1.9	0.4	0.4	0.4	0.4	1.2	1.6	0.4	1.2	0.4	-	0.4	-	-	-	-
Fragilaria construens	-	-	0.6	-	-	-	-	0.8	-	1.2	-	1.6	-	-	-	0.4	-	-	-
Fragilaria hungarica tumida	-	-	-	-	-	0.4	0.7	-	0.4	-	-	-	-	-	0.8	0.7	0.4	-	0.4
Fragilaria virescens exigua	0.9	0.5	0.4	4.0	0.8	1.2	-	1.9	3.3	1.2	-	1.2	1.6	0.4	0.5	0.8	-	-	0.4
Frustulia rhomboides	5.3	1.3	4.9	5.7	6.6	4.1	6.9	1.9	6.1	3.9	3.1	3.3	4.4	3.5	1.5	3.4	3.0	8.1	-
Frustulia rhomboides saxonica	2.8	5.0	11.2	6.5	7.9	6.6	11.1	10.1	8.8	3.3	4.3	4.9	4.0	5.2	5.8	5.4	4.1	9.4	-

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	18	21	26	30
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Frustulia rhomboides undulata	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphonema acuminatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphonema acuminatum coronatum	-	-	-	-	-	-	0.7	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphonema longiceps	0.5	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.8	-	-	-	-	-	0.4	-	0.9
Gomphonema parvulum	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira arentii	-	-	-	-	-	-	-	-	0.2	0.4	-	-	0.4	-	-	-	-	-	1.3
Navicula angusta	-	-	-	-	-	-	1.1	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula arvensis	0.9	0.6	2.0	-	-	-	1.1	-	0.4	-	0.4	-	0.8	0.8	1.1	0.4	-	-	0.9
Navicula cocconeiformis	-	-	0.8	0.4	-	-	-	-	1.2	-	0.8	-	-	-	0.4	-	-	-	0.4
Navicula contenta biceps	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-
Navicula cumbriensis	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	0.4	-
Navicula festiva	-	-	-	0.8	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula harderi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-
Navicula hassiaca	-	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	-
Navicula hoeferi sensu R & S	-	0.3	-	-	0.8	-	0.7	1.6	0.8	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	0.7	0.4
Navicula impexa	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	0.4	-	-
Navicula indifferens	0.5	1.3	0.8	0.8	0.4	0.4	0.7	0.4	0.4	-	-	1.2	1.2	0.8	1.1	0.8	0.7	0.4	-
Navicula leptostriata	-	-	-	-	0.4	-	-	-	1.6	-	0.4	-	-	-	0.7	-	-	-	0.9
Navicula madumensis	-	-	0.4	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula mediocris	-	1.9	0.8	1.1	1.9	1.6	0.7	0.4	-	0.8	1.9	1.2	1.6	2.3	1.8	1.1	0.4	1.7	-
Navicula minuscula	-	0.3	0.4	0.4	-	-	-	-	0.8	0.4	0.4	0.8	-	-	1.5	-	0.4	-	-
Navicula minuscula muralis	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Navicula monoculata	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula pupula	-	0.3	-	0.4	0.4	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-
Navicula radiosa	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula radiosa tenella	1.6	1.9	2.4	2.3	3.3	1.6	1.8	3.9	1.6	0.4	2.7	2.5	1.2	1.2	2.5	0.8	1.4	2.1	-
Navicula seminulum	-	-	0.4	-	-	0.4	-	1.2	0.4	-	-	0.4	0.6	0.4	0.7	0.4	1.4	-	-
Navicula soehrensii	-	-	0.8	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula tenuicephala	-	-	-	0.4	0.4	-	0.4	-	3.3	-	0.8	-	0.4	-	0.7	1.1	1.6	-	-
Navicula sp.	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	18	21	26	30
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Navicula sp.(cf.madumensis,pieni)	1.4	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	0.4	0.8	0.8	-	0.4	0.4	-	0.4
Neidium affine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Neidium affine amphirhynchus	0.9	1.3	0.4	-	0.8	-	0.7	0.4	0.8	1.4	-	0.8	-	-	-	0.8	-	-
Neidium affine longiceps	-	0.3	0.4	-	-	-	-	-	0.8	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-
Neidium bisulcatum	-	-	0.4	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-
Neidium dilatatum	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neidium iridis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Neidium iridis vernalis	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-
Nitzschia acula	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	0.8	-	0.8	0.4	-	0.7	-	0.4	0.4
Nitzschia fonticola	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Nitzschia frustulum	0.5	-	1.2	-	-	-	1.1	0.8	-	0.8	0.4	0.4	-	-	-	-	-	0.4
Nitzschia gracilis	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	0.7	-	-	-
Nitzschia palea	-	0.6	1.2	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	0.4	-	0.4	-	0.4	-
Nitzschia paleacea	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	0.4
Peronia fibula	0.9	0.6	0.8	0.4	1.5	-	2.2	1.2	2.7	0.4	2.7	1.2	0.8	1.6	0.7	0.4	1.1	1.3
Pinnularia abaujensis	0.5	-	-	-	-	-	0.4	0.4	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	0.4
Pinnularia biceps	0.9	0.3	1.2	-	0.4	0.8	-	0.4	-	-	-	0.8	-	-	0.7	0.4	0.4	0.4
Pinnularia biceps petersenii	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-
Pinnularia brauniana	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia brauniana amphicephala	0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia brebissonii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Pinnularia divergens	-	-	-	-	0.4	0.4	0.4	0.8	0.4	-	-	-	-	-	-	0.4	-	0.4
Pinnularia divergentissima	-	0.3	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia legumen	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia mesolepta	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Pinnularia microstauron	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Pinnularia nodosa	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia polyonca	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia rupestris	-	-	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	18	21	26	30
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Pinnularia stomatophora	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	0.4	0.4	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-
Pinnularia subcapitata hilseana	0.5	0.3	0.4	0.4	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Pinnularia viridis	0.5	0.3	0.4	-	0.8	-	-	0.7	0.4	-	0.4	-	-	-	0.4	-	-	-	-
Pinnularia undulata	-	-	-	0.4	-	-	-	-	0.4	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia (cf.molaris Merilainen)	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Rhizosolenia longiseta	-	-	-	-	-	0.8	-	1.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Semiorbis hemicyclus	-	-	-	-	-	0.4	-	-	1.2	-	-	-	0.4	-	1.6	0.4	-	-	1.5
Stauroneis anceps	0.5	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stauroneis anceps gracilis	0.5	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-
Stauroneis legumen	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Stauroneis phoenicenteron	0.5	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Stenopterobia sigmatella	0.5	0.3	0.4	0.4	0.4	-	-	-	0.4	-	0.8	0.4	0.8	0.8	0.4	-	0.4	1.1	0.4
Surirella delicatissima	-	0.3	-	0.4	-	-	-	0.4	-	0.4	0.4	0.4	0.4	-	-	0.7	-	0.4	0.4
Surirella linearis	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surirella robusta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Synedra rumpens	0.5	-	-	-	0.4	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-
Tabellaria binalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	0.4	-	-	-	1.2	0.7	0.4	-	-
Tabellaria fenestrata	-	-	-	-	-	-	-	4.0	1.6	1.2	2.0	6.0	2.0	0.4	-	-	-	-	-
Tabellaria flocculosa	17.1	13.8	8.0	11.0	3.9	3.7	5.5	4.7	3.1	1.6	3.1	4.1	2.2	1.9	3.4	1.5	5.0	4.5	4.5
Tabellaria quadriseptata	-	2.2	0.8	1.5	1.2	1.2	0.4	-	0.8	-	1.6	-	0.4	0.4	1.1	1.3	1.2	0.9	0.9
Tetracyclus lacustris	-	-	0.8	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

PIILEVIEN PROSENTTIOSUUDET KALLIOJÄRVEN SEDIMENTISSÄ; NÄYTTEENOTTOPAIKKA 2

Kalliojärvi, näytteenottopaikka 2 (syvyys 4 m), piilevien prosenttiosuudet																	
syv. cm	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	12	15	18	21	23	26	
nro	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Achnanthes altaica	0.3	0.3	1.1	0.4	0.4	0.6	1.2	0.7	0.8	1.8	-	0.7	0.8	0.9	-	-	
Achnanthes austriaca helvetica	0.7	-	0.7	0.4	0.6	-	-	-	0.8	0.3	-	-	0.4	-	-	-	
Achnanthes bicapitata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	
Achnanthes delicatula hauckiana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	
Achnanthes levanderi	-	-	-	0.7	-	-	-	0.4	0.4	-	0.8	-	-	0.3	-	-	
Achnanthes linearis	0.3	1.0	-	-	-	-	-	0.4	0.4	0.3	0.8	0.3	-	0.9	0.3	0.8	
Achnanthes minutissima	-	-	-	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Achnanthes sp.	-	-	-	0.4	0.3	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	
Actinella punctata	-	-	-	-	-	-	0.6	-	0.4	0.3	-	-	-	-	-	-	
Amphora ovalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	
Asterionella formosa	-	4.1	-	-	3.8	9.2	6.3	3.5	-	-	-	-	-	-	-	-	
Asterionella ralfsii	0.3	1.4	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	0.7	-	
Asterionella ralfsii americana	24.8	14.7	24.7	5.0	0.6	-	0.9	4.4	1.1	1.2	1.1	0.3	-	-	-	-	
Aulacoseira ambigua	0.9	-	-	-	0.3	0.5	0.3	0.7	0.4	1.4	-	0.3	-	0.3	0.3	-	
Aulacoseira distans nivalis	0.3	-	-	-	0.3	0.6	-	0.7	0.4	3.2	1.1	1.0	2.3	2.1	2.2	0.8	
Aulacoseira distans nivaloides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	
Aulacoseira distans tenella	0.7	1.7	3.6	14.6	7.1	11.9	18.9	30.8	16.9	25.6	25.7	17.9	12.9	15.7	25.7	-	
Aulacoseira italica	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Aulacoseira italica valida	-	-	-	0.4	0.3	-	0.3	-	-	0.2	0.8	0.3	-	-	0.3	0.4	
Aulacoseira lirata	5.3	2.9	4.3	3.4	1.2	2.3	4.9	1.8	13.3	8.2	10.8	5.0	3.9	5.6	4.5	20.3	
Aulacoseira lirata alpigena	4.5	1.7	1.1	2.1	0.3	0.3	0.6	0.4	1.9	-	1.9	2.4	-	2.5	0.3	0.6	
Aulacoseira lirata biseriata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	4.0	
Aulacoseira lirata lacustris	1.0	-	0.5	1.5	0.9	0.6	0.8	0.4	1.5	1.5	2.1	1.7	0.8	0.3	2.6	0.4	
Aulacoseira perglabra	0.3	-	-	0.4	0.6	-	0.6	-	0.8	0.8	0.8	-	2.3	1.8	3.1	2.0	
Aulacoseira perglabra floriniae	0.3	-	0.7	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	0.3	-	
Aulacoseira subarctica subborealis	-	-	0.4	1.1	1.7	2.1	2.3	3.3	5.8	2.7	5.3	3.4	-	1.2	2.4	3.6	
Brachysira brebissonii	1.4	4.8	2.1	4.1	3.8	6.8	2.1	5.5	4.1	3.2	3.8	7.2	13.5	8.6	5.2	0.8	
Brachysira follis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	
Brachysira serians	0.3	-	0.4	0.4	0.3	-	0.9	-	0.4	0.3	-	0.7	-	0.3	0.7	-	
Brachysira styriaca	-	0.7	0.4	2.2	1.2	1.3	0.9	-	1.5	0.9	0.8	2.8	3.9	3.6	0.7	0.4	

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	12	15	18	21	23	26
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Brachysira vitrea		1.7	2.4	1.1	2.6	1.5	2.6	3.4	4.8	3.8	3.9	2.6	1.4	5.8	6.8	2.9	0.4
Cyclotella meneghiniana		-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella stelligera		0.3	1.0	0.4	-	3.9	0.6	0.3	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-
Cymbella aequalis		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Cymbella amphicephala		-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4	0.3	0.8	0.3	0.3	-
Cymbella hebridica		0.3	0.7	-	1.9	1.2	-	0.3	0.4	0.4	0.6	-	1.4	0.4	0.3	-	0.4
Cymbella lunata		0.7	1.2	1.4	3.0	1.5	2.6	1.2	1.5	1.9	0.3	1.5	1.0	1.9	1.5	0.3	1.2
Cymbella minuta		0.3	0.3	-	-	-	-	-	-	0.8	0.3	-	-	-	-	-	-
Cymbella naviculiformis		-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cymbella perpusilla		-	0.7	-	0.4	0.9	1.9	1.2	1.1	-	1.2	1.1	1.4	0.8	0.9	0.7	-
Cymbella turgida		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	0.4	-	0.3	2.4
Eunotia arcus		-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	0.4
Eunotia bigibba		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-
Eunotia curvata		0.3	1.0	2.7	0.7	0.9	2.6	0.9	0.4	2.6	1.8	-	0.7	1.9	0.3	0.7	0.4
Eunotia curvata subarcuata		2.7	1.4	0.4	0.7	0.9	0.6	1.5	2.6	1.1	0.9	0.8	0.3	0.8	-	1.4	0.4
Eunotia elegans		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Eunotia exgracilis		0.7	-	-	-	-	0.6	-	0.4	0.4	0.3	-	0.7	0.4	-	-	-
Eunotia exigua		-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Eunotia flexuosa		-	-	-	-	0.3	-	-	0.4	-	0.9	0.4	0.7	0.4	0.9	-	0.4
Eunotia hexaglyphis		-	0.3	-	0.4	-	0.3	0.9	-	0.4	0.6	0.4	0.3	-	0.3	-	-
Eunotia iatriaensis		0.3	0.7	-	0.7	0.9	-	0.9	1.1	1.1	1.5	-	2.4	1.2	0.9	0.7	-
Eunotia incisa		2.1	2.7	0.7	2.2	1.5	3.2	4.3	2.6	2.3	2.1	1.5	4.8	4.7	6.2	3.8	0.8
Eunotia meisteri		0.3	0.7	1.1	0.7	0.9	1.0	0.9	1.1	0.4	0.9	0.4	1.4	0.8	-	-	-
Eunotia microcephala		-	0.3	0.4	0.4	0.9	0.3	0.3	0.4	0.8	1.8	0.4	0.3	1.6	0.9	1.0	-
Eunotia monodon		-	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia naegelii		1.4	0.3	-	0.4	0.3	-	-	-	1.1	0.3	-	-	0.4	-	-	-
Eunotia nodosa		-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-
Eunotia nymanniana		-	-	0.7	0.7	-	0.3	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-
Eunotia paludosa		-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia parallela		-	-	-	-	-	0.3	0.3	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-

	syv. cm nro	0.5 1	2 1 2	3 3 3	4 5 4	5 6 5	6 7 6	7 8 7	8 9 8	9 10 9	12 11 10	15 12 11	18 13 12	21 14 13	23 15 14	26 16 15
Eunotia pectinalis minor	-	-	-	-	0.3	-	-	0.4	-	0.3	-	0.3	1.6	0.9	-	-
Eunotia pectinalis ventricosa	1.7	2.9	1.4	2.2	1.5	0.6	1.5	1.8	2.3	2.1	1.1	-	0.4	0.6	0.3	0.4
Eunotia praerupta	-	-	0.4	1.5	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia rhomboidea	-	-	-	0.4	1.5	0.3	0.3	0.4	0.4	-	-	-	0.8	-	-	-
Eunotia serra	0.3	0.7	0.4	1.1	0.6	0.6	-	-	-	-	0.8	0.3	-	0.3	0.7	-
Eunotia serra diadema	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	0.4	0.3	-	0.3	-	-
Eunotia tenella	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia tridentula	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-
Eunotia triodon	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia vanheurckii	0.3	-	-	-	0.9	1.0	0.3	0.4	0.4	0.9	-	-	0.8	0.3	-	-
Eunotia vanheurckii intermedia	-	0.7	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	1.2	-	-
Eunotia sp.(vanheurckii var.1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	0.7	1.2	-	-	-
Eunotia sp.10 (minima)	-	-	-	0.4	0.9	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia sp.13 (minutissima)	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	0.3	-	-	-	-
Eunotia sp.	-	-	-	-	0.3	0.3	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-
Eunotia sp.2	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria brevistriata	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria constricta	-	0.7	0.4	-	0.6	1.0	-	1.5	0.8	-	0.8	1.0	0.8	1.8	1.0	0.4
Fragilaria construens	-	0.3	0.5	1.7	-	-	-	-	-	0.3	1.5	-	1.4	-	1.2	-
Fragilaria hungarica tumida	-	-	0.4	0.7	0.3	0.6	0.6	-	0.4	0.6	1.5	2.4	-	0.6	-	-
Fragilaria vaucheriae	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria virescens exigua	6.7	4.3	2.5	1.9	1.5	2.3	2.5	2.7	1.5	2.9	3.0	1.0	0.8	1.8	0.7	0.8
Frustulia rhomboides	4.5	4.8	3.9	4.1	6.1	6.6	6.1	4.0	4.9	2.7	2.3	3.8	2.1	3.0	4.5	1.2
Frustulia rhomboides saxonica	3.9	5.8	6.1	6.7	3.5	11.1	7.2	5.1	4.5	3.9	5.3	5.2	5.8	6.8	7.4	-
Frustulia rhomboides undulata	0.7	1.0	0.4	-	0.3	1.3	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Gomphonema acuminatum	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-
Gomphonema acuminatum coronatum	-	-	0.4	-	-	0.3	-	-	0.8	-	-	-	-	-	0.3	0.4
Gomphonema angustatum	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gomphonema gracile	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-
Gomphonema longiceps	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	12	15	18	21	23	26
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Gomphonema sphaerophorum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-
Melosira arentii	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	0.4	0.6	0.4	-	-	0.3	-	-
Navicula americana	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula arvensis	1.5	1.4	0.4	0.4	0.6	0.3	0.6	0.7	1.1	0.9	1.1	0.7	0.4	-	-	-	-
Navicula cocconeiformis	0.3	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	0.4	-	-	-	0.3	-
Navicula cumbriensis	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	0.3	0.4	-	-	0.6	-	-
Navicula disjuncta	-	-	-	-	3.5	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.2
Navicula festiva	-	-	-	0.4	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula hassiaca	0.3	-	0.4	-	-	-	0.3	-	-	-	-	0.4	0.3	-	0.3	-	-
Navicula hoeferi sensu R & S	-	-	0.7	-	0.3	0.3	0.3	0.7	-	-	-	0.8	1.7	-	-	0.3	-
Navicula impexa	-	-	-	-	0.6	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-
Navicula indifferens	1.0	0.7	1.1	0.7	1.2	0.3	1.2	-	1.9	2.1	1.1	-	-	-	0.6	-	0.4
Navicula leptostriata	-	-	-	-	-	0.3	0.3	-	-	-	0.3	-	1.4	-	0.9	0.3	-
Navicula madumensis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	0.3	0.4	-	-	-	-	-
Navicula mediocris	0.7	1.4	0.7	3.0	1.5	1.6	1.8	1.5	1.1	1.8	1.9	2.1	3.1	0.6	1.0	0.8	-
Navicula minuscula	-	0.7	-	-	-	0.6	0.9	0.7	1.1	0.3	1.5	0.3	-	0.3	-	-	-
Navicula minuscula muralis	0.3	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula pupula	-	0.7	0.4	-	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.6
Navicula radiosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	0.4
Navicula radiosa tenella	1.4	0.7	1.4	0.4	1.7	3.2	1.5	2.2	2.3	0.6	0.8	0.3	1.9	1.8	2.1	0.4	-
Navicula seminulum	0.7	-	-	0.7	-	-	0.6	0.4	0.4	0.3	-	1.7	0.8	0.6	0.3	-	-
Navicula soehrensii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	0.3	1.2	-	-	-	-
Navicula tenuicephala	-	0.3	-	0.4	0.3	1.0	1.5	-	0.4	0.3	1.1	1.4	-	0.6	-	-	-
Navicula sp.	-	-	-	0.4	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Navicula sp. (cf. madumensis, pieni)	-	-	0.4	-	-	-	0.6	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neidium affine	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neidium affine amphirhynchus	1.0	-	1.1	0.7	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	0.9	-	0.4
Neidium affine longiceps	-	0.3	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neidium iridis vernalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	0.3	-	-
Nitzschia acula	0.7	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	12	15	18	21	23	26
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Nitzschia frustulum		0.7	2.4	-	0.7	0.6	-	0.3	-	0.4	-	0.8	0.3	0.4	0.3	0.3	-
Nitzschia gracilis		-	0.3	0.4	0.7	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia palea		0.7	0.3	1.1	0.4	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-
Peronia fibula		1.2	2.1	1.1	1.7	0.3	1.0	0.6	1.5	2.3	1.2	0.4	-	1.9	1.5	-	-
Pinnularia abaujensis		0.3	-	0.4	0.4	0.3	0.3	0.9	-	0.4	-	0.8	0.7	-	0.3	-	1.6
Pinnularia biceps		1.4	1.0	1.8	1.1	2.0	0.6	0.9	0.7	-	-	0.4	0.3	0.4	1.5	6.2	18.5
Pinnularia brauniana		0.3	-	-	1.9	0.6	0.3	-	-	-	-	0.4	0.3	0.4	-	0.3	2.4
Pinnularia brauniana amphicephala		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.7	-
Pinnularia brebissonii		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	3.8
Pinnularia brevicostata		-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia divergens		-	-	-	0.3	0.3	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia hemiptera		-	0.3	-	0.4	0.3	-	-	-	-	-	0.4	-	0.4	-	-	1.6
Pinnularia legumen		-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	0.3	-	-
Pinnularia mesolepta		0.3	0.7	-	1.1	2.6	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	2.4	4.0
Pinnularia microstauron		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6
Pinnularia nodosa		-	-	8.6	2.2	0.6	0.3	0.3	-	-	-	-	-	-	0.3	0.3	5.4
Pinnularia polyonca		-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia rupestris		-	0.3	0.4	-	0.3	0.6	0.3	0.4	-	-	-	-	0.8	-	1.0	0.8
Pinnularia stomatophora		-	-	-	0.4	-	-	-	0.4	-	-	-	-	0.4	-	-	-
Pinnularia subcapitata		-	-	-	0.4	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia subcapitata hilseana		-	0.3	-	-	0.6	-	-	0.4	-	0.6	-	-	-	0.3	-	-
Pinnularia subcapitata paucistriata		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-
Pinnularia undulata		-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pinnularia viridis		0.7	0.3	0.4	-	0.3	0.6	0.3	0.4	0.4	0.3	-	-	-	0.3	0.3	-
Pinnularia (cf. molaris Merilainen)		0.3	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.2
Semiorbis hemicyclus		0.3	0.3	-	0.4	0.6	0.3	0.6	0.4	0.4	0.3	0.4	3.1	0.4	0.3	1.0	-
Stauroneis anceps		-	0.3	-	0.7	-	0.3	0.3	-	-	0.3	-	-	-	-	0.3	-
Stauroneis anceps gracilis		0.7	1.0	2.1	1.1	13.8	1.0	0.6	0.4	-	-	0.4	-	-	0.3	1.4	4.0
Stauroneis legumen		-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-

	syv. cm nro	0.5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	12	15	18	21	23	26
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Stauroneis phoenicenteron	-	0.3	0.4	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-
Stenopterobia sigmatella	0.3	-	1.1	0.9	-	1.1	-	0.4	0.4	0.9	-	-	-	0.4	0.6	-	0.4
Surirella delicatissima	-	-	0.7	1.1	0.3	-	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Surirella linearis constricta	-	-	0.4	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra parasitica subconstricta	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabellaria binalis	0.3	-	-	-	0.3	0.3	-	-	0.4	0.3	-	1.7	-	-	-	-	-
Tabellaria fenestrata	-	1.0	-	0.4	-	0.6	0.6	0.7	-	-	-	-	-	0.4	0.3	-	-
Tabellaria flocculosa	11.8	11.0	6.8	3.0	3.5	2.6	2.9	0.7	2.1	2.1	-	2.4	3.9	2.4	2.1	1.2	-
Tabellaria quadriseptata	0.3	0.7	0.4	0.4	-	0.3	0.3	-	-	0.3	1.1	1.0	0.4	0.9	-	-	-
Tetracyclus lacustris	-	-	-	-	0.3	-	0.3	-	-	-	0.8	-	-	0.3	0.3	0.8	-

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA - sarja A

41. Siuntionjokineuvottelukunta: Siuntionjoen vesistön käytön ja suojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1989.
42. Vilhunen, Oili: Hankoa ympäröivän merialueen tila vuosina 1976 - 1986. Helsinki 1989.
43. Vantaanjoen vesistön vesiensuojelun toimenpideohjelma. Helsinki 1990.
44. Jeltsch, Ulrich: Saastuneiden maa-alueiden kunnostus. Helsinki 1990.
45. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun Nurmes tutkimuksessa. Helsinki 1990.
46. Heikkilä, Raimo: Vaasan läänin uhanalaiset suokasvit. Helsinki 1990.
47. Korkka-Niemi, Kirsti: Tutkimus kaivovesien happamoitumisesta Suomessa. Helsinki 1990.
48. Kauppi, Lea; Sandman, Olavi; Knuuttila, Seppo; Eskonen, Kristiina; Liehu, Anita; Luokkanen, Sinikka & Niemi, Maarit: Maankäytön merkitys vesien käytölle haitallisten sinileväkukintojen esiintymisessä. Helsinki 1990.
49. Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Orgaanisten aineiden merkityksestä ja pidättymisestä virtaavan veden ekosysteemissä.
Heikkinen, Kaisa & Visuri, Anna: Turvetuotannon typpikuormituksen vaikutuksista virtaavissa vesissä. Helsinki 1990.
50. Pitkänen, Heikki; Kangas, Pentti; Sarkkula, Juha; Lepistö, Liisa; Hällfors, Guy & Kauppila, Pirkko: Veden laatu ja rehevyys Itäisellä Suomenlahdella. Raportti vuosien 1987 - 88 tutkimuksista. Helsinki 1990.
51. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Suomenlahden öljyvahinko 1987. Helsinki 1990.
52. Levinen, Riitta: Puhdistamolietteen viljelykäytön edellytykset. Helsinki 1990.
53. Niemi, Reino A: Makrofytyt vesien tilan seurannassa. Helsinki 1990.
54. Lammassaari, Veikko: Uitto ja sen vesistövaikutukset. Helsinki 1990.
55. Kainuun vesi- ja ympäristöpiirin toiminnan suuntaviivat 1990-luvun alkupuoliskolla. Helsinki 1990.
56. Perälä, Jaakko & Reuna, Marja: Lumen vesiarvojen alueellinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1990.
57. Haja-asutuksen vedenhankinnan kehittäminen. Helsinki 1990.
58. Puustinen, Jukka: Typen merkitys rannikkovesien rehevöitymisessä. Helsinki 1990.
59. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Pohjanmaan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1990.
60. Saviranta, Leena & Katko, Tapio (toim.): Kansainvälinen vesihuollon vuosikymmen 1981 - 1990 Suomessa. Helsinki 1990.
61. Katko, Tapio (ed.): The international drinking water and sanitation decade 1981 - 1990 in Finland. Helsinki 1990.
62. YV-projekti: Kokemuksia osallistumisesta ja vaikutusten arvioinnista vesiensuojelun suunnittelussa. Helsinki 1990.
63. Antikainen, Sari; Smolander, Ulla & Järvinen, Olli: Näytteenottomenetelmän luotettavuus luonnonvesien raskasmetalliseurannassa. Helsinki 1990.
64. Saarela, Jouko: Kaivosjätteiden geoteknisistä ominaisuuksista ja ympäristövaikutuksista. Helsinki 1990.
65. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Vesien käyttö ja hoito 1990-luvulla Varsinais-Suomi ja Etelä-Satakunta. Helsinki 1990.
66. Mukherjee, Arun B: The use of chlorinated paraffins and their possible effects in the environment. Helsinki 1990.
67. Assmuth, Timo: Kaatopaikkojen ongelmajätteiden ympäristövaikutukset. Riskikaatopaikkatutkimuksen pääraportti. Helsinki 1990.
68. Porvoonjoen kuormitusselvitystyöryhmä; Lehtonen, Eija & Penttilä, Sirpa (toim.): Porvoonjoen kuormitusselvitys. Helsinki 1991.
69. Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri: Mikkelin läänin vesien hoito 1990-luvulla. Helsinki 1991.
70. Louekari, Kimmo; Saarikoski, Heli & Joki-Kokko, Eeva: Kadmium ympäristössä. Helsinki 1991.

71. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Pohjanmaan vedet ja ympäristö. Helsinki 1991.
72. Freindling, Alexander & Heitto, Lauri: Primary production of inland waters. Helsinki 1991.
73. Pennanen, Jussi: Toutain Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen järjestelyn vaikutusalueella. Helsinki 1991.
74. Hildén, Mikael; Hakaste, Tapio; Korhonen, Pekka & Rahikainen, Eljas: Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen kalatalouden intressianalyysi. Helsinki 1991.
75. Ihme, Raimo; Heikkinen, Kaisa & Lakso, Esko: Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. Helsinki 1991.
76. Pasanen, Jaana: Öljyisen maan ja jätteen mikrobiologinen puhdistus. Helsinki 1991.
77. Ihme, Raimo; Isotalo, Lauri; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvesuodatus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa.
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Laskeutusaltaiden toimivuuden parantaminen turvetuotantoalueiden valumavesien käsittelyssä.
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvetuotantoalueiden kuorituksen pidättäminen sarkaojiin. Helsinki 1991.
78. Rantala, Aulis (toim.): Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Helsinki 1991.
79. Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnittelun työryhmä; Hynninen, Pekka (toim.): Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1991.
80. Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Suomen kehittyvät vesivarat. Helsinki 1991.
81. Haapala, Kirsti & Eurén, Maija: Luonnonvesien ja jätevesien kiintoainemäärityksen ongelmista. Helsinki 1991.
82. Laine, Anne & Heikkinen, Kaisa: Turvetuotannon kalastovaikutukset. Helsinki 1991.
83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.

ISBN 951-47-4736-4
ISSN 0786-9592